



**Joana Cardoso
Ferreira**

**Relação Qualidade do Ar e Exposição Humana
a Poluentes Atmosféricos**





**Joana Cardoso
Ferreira**

Relação Qualidade do Ar e Exposição Humana a Poluentes Atmosféricos

Tese apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutor Carlos Borrego, Professor Catedrático do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Apoio financeiro da Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) e do Fundo Social Europeu (FSE) no âmbito do III Quadro Comunitário de Apoio pela Bolsa de Doutoramento Ref^a SFRH/BD/3347/2000 e do Projecto PAREXPO (POCI/AMB/57393/2004).

Apoio financeiro da Fundação Calouste Gulbenkian (FCG) no âmbito do Projecto SaudAR, e da Comissão Europeia no âmbito do Projecto AIR4EU (FP6-2002-SSP-1).

o júri

presidente

Doutor Paulo Jorge de Melo Matias Faria de Vila Real
Professor Catedrático da Universidade de Aveiro

Doutor Jose Maria Baldasano Recio
Professor Catedrático da Universitat Politècnica de Catalunya - Barcelona

Doutor Carlos Alberto Diogo Soares Borrego
Professor Catedrático da Universidade de Aveiro (Orientador)

Doutora Teresa Filomena Vieira Nunes
Professora Associada da Universidade de Aveiro

Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda
Professora Associada da Universidade de Aveiro

Doutora Maria da Conceição Machado Alvim Ferraz
Professora Auxiliar da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

Doutora Myriam Alexandra dos Santos Batalha Dias Nunes Lopes
Professora Auxiliar Convidada da Universidade de Aveiro

agradecimentos

Dirijo as primeiras palavras de agradecimento ao meu orientador Prof Doutor Carlos Borrego pelo apoio, orientação e por todas as oportunidades que me proporcionou no grupo de investigação que integro, o GEMAC.

Ao GEMAC e a cada um dos “gemaquianos”, estou grata pelo ambiente de boa disposição, companheirismo e entreaajuda, e pelos momentos alegres e descontraídos que passámos juntos. No entanto, não posso deixar de agradecer particularmente à Lena e à Xana pela preciosa ajuda, trocas de ideias e sugestões, ao Pedro pelo apoio informático e à Prof^a Ana Isabel pela disponibilidade e espírito crítico.

Aos colegas dos gabinetes onde trabalhei ao longo do doutoramento, e principalmente durante o último ano à Anabela pela sua disponibilidade e pela amiga que é, à Vera pela alegria contagiante, ao João Vasco pela permanente boa disposição e ao João Santos pela companhia.

À “ex-gemaquiana” Cristina, sempre presente apesar da distância que actualmente nos separa, estou grata pelos valiosos comentários, ideias e opiniões, que contribuíram em muito para este resultado final.

Aos meus amigos mais próximos, particularmente à Joana, ao Paulo e à Susana, agradeço pelo apoio, amizade e carinho que diariamente demonstraram, sentidos como lufadas de ar fresco, especialmente nos momentos em que o trabalho não me permitia ser a amiga presente e disponível.

Não posso deixar de expressar um Obrigada especial aos meus avós, tios e prima, e principalmente aos meus pais, pela força e incentivo desde o primeiro momento e pelas inúmeras pressões motivadas pelo desejo de ver esta meta atingida.

A todos os que contribuíram directa ou indirectamente para a concretização deste trabalho... Obrigada!

palavras-chave

Qualidade do ar, modelação atmosférica, exposição humana, partículas em suspensão.

resumo

Nas últimas décadas, tem-se dado uma importância crescente à poluição atmosférica na perspectiva da qualidade do ar e da saúde humana. A estratégia comunitária e a legislação nacional de gestão da qualidade do ar têm reflectido essa preocupação. O ozono e as partículas são os poluentes atmosféricos mais críticos em termos de qualidade do ar, devido aos seus efeitos na saúde humana e aos níveis elevados que se têm registado em algumas estações de monitorização da qualidade do ar em Portugal Continental, ultrapassando os respectivos valores limite legislados e colocando em risco a saúde das populações das regiões afectadas.

Este trabalho pretende ser um contributo para a interligação Ambiente-Saúde, debruçando-se sobre o estudo do impacte dos poluentes atmosféricos e dos seus efeitos ao nível da exposição e saúde humana. Tem como objectivo principal o desenvolvimento de um módulo de cálculo de exposição acoplado a um sistema de modelos de meteorologia e qualidade do ar, e a aplicação do sistema integrado a Portugal Continental.

Considerando a modelação atmosférica à escala regional como um instrumento de avaliação e gestão da qualidade do ar, foi seleccionado e validado o sistema de modelos de qualidade do ar constituído pelo modelo meteorológico MM5 e pelo modelo químico CAMx. O módulo de exposição foi desenvolvido com base numa metodologia que considera as concentrações de poluentes simulados pelo sistema de modelos MM5-CAMx, as concentrações interiores nos microambientes visitados pela população de estudo e o perfil diário de actividade-tempo da população. Este módulo permitiu estimar a exposição humana da população para Portugal Continental e para a região do Porto, com base na simulação de qualidade do ar de longo prazo, para o ano de 2004, evidenciando que as partículas são efectivamente o poluente mais preocupante, não só em relação à qualidade do ar, mas principalmente em termos de exposição humana.

As aplicações realizadas no âmbito da influência dos incêndios florestais na qualidade do ar e na saúde mostraram que a exposição a partículas pode atingir níveis elevados numa região urbana quando afectada, em termos de degradação da qualidade do ar, pela ocorrência de incêndios florestais.

O módulo de exposição desenvolvido pode aplicar-se em estudos epidemiológicos como um complemento aos modelos de exposição probabilísticos existentes. A metodologia seguida pode ser utilizada com cenários de desenvolvimento ou de redução de emissões para avaliação dos impactes na qualidade do ar e saúde, como apoio à decisão.

keywords

Air quality, atmospheric modelling, human exposure, particulate matter.

abstract

During the last decades, increasing importance has been given to atmospheric pollution in terms of air quality and human health. The community strategy and national legislation on air quality management has been reflecting this concern. Ozone and particulate matter are the most critical pollutants in terms of air quality regarding their effects on human health and the high levels that have been measured in some of the air quality network monitoring stations, exceeding the legislated limit values, and affecting the populations' health.

This study intends to be a contribution to the Environment-Health relation, focusing on the impacts of air pollution on human exposure and health. Its main goal consists on the development of an exposure module linked to an air quality modelling system, and its application to Portugal.

Considering atmospheric modelling at regional scale as an important tool for air quality management and assessment, the air quality modelling system MM5-CAMx, including the meteorological model MM5 and the chemical model CAMx, was selected and validated for this study. The exposure module has been developed based on a methodology that considers simulated air pollutants concentrations by MM5-CAMx, indoor concentrations for the microenvironments visited by the study population, and the daily time-activity pattern of the population. Using as inputs the long-term air quality simulation results for 2004, the module was applied to estimate the population exposure for Portugal and Porto region, indicating particulate matter as the most worrying pollutant regarding not only air quality but mainly human exposure.

The case studies performed in the scope of the impact of forest fires on air quality and health showed that high levels of particulate matter exposure can be attained in an urban region when it is under the influence, in terms of air quality degradation, of forest fire occurrences.

The developed exposure module can be used in epidemiological studies as a complementary tool to the existing probabilistic exposure models. The adopted methodology may be applied to test development scenarios or emissions reduction strategies, aiming to evaluate air quality and health outcomes for decision making.

Índice

Lista de Figuras	iii
Lista de Tabelas	xi
Lista de Abreviaturas.....	xiii
1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento.....	1
1.2. Estado da Arte	5
1.3. Objectivos e metodologia	11
2. Qualidade do Ar e Saúde.....	13
2.1. Poluentes Atmosféricos	14
2.1.1. Poluentes em fase gasosa.....	14
2.1.2. Poluentes em fase particulada.....	15
2.2. Exposição Humana a poluentes atmosféricos	22
2.2.1. Definição de exposição.....	22
2.2.2. Exposição interior e exterior	24
2.2.3. Determinação da exposição	28
2.3. Principais Efeitos na Saúde	29
3. Quadro Legislativo Ambiental	35
3.1. Enquadramento estratégico	35
3.1.1. CAFE – Ar Limpo para a Europa.....	36
3.1.2. Estratégia Temática sobre Ambiente Urbano.....	39
3.1.3. SCALE – Estratégia Europeia de Ambiente e Saúde.....	40
3.2. Legislação Comunitária	43
3.3. Legislação Nacional.....	44
3.4. Outros Instrumentos Legislativos	47
4. Modelação Atmosférica	51
4.1. Conceitos básicos	51
4.2. Modelação Meteorológica.....	53
4.2.1. Modelos Meteorológicos.....	53
4.2.2. Modelo MM5	55
4.2.3. Simulação de longo prazo.....	68
4.3. Modelação da Qualidade do Ar	69

4.3.1. Modelos de qualidade do ar.....	69
4.3.2. Modelo CAMx	71
4.3.3. Simulação de longo prazo	96
5. Modelação da Exposição Humana	101
5.1. Módulo de exposição aplicado ao sistema MM5-CAMx	106
5.2. Qualidade do ar à escala regional	108
5.2.1. Modelação de qualidade do ar	109
5.2.2. Modelação de Exposição	120
5.3. Partículas em Ambiente Urbano	131
5.3.1. Monitorização da qualidade do ar na aglomeração do Porto Litoral	131
5.3.2. Avaliação fenomenológica dos episódios de partículas na atmosfera	137
5.3.3. Aplicação do sistema de modelos MM5-CAMx e módulo de exposição	142
5.4. Exposição a Incêndios Florestais.....	155
5.4.1. Exposição individual de bombeiros	156
5.4.2. Exemplo de uma população urbana afectada	162
6. Conclusões	169
Referências Bibliográficas	173
Anexos	193
Anexo I – Resultados adicionais da simulação anual meteorológica.....	A-1
Anexo II – Resultados adicionais da simulação de qualidade do ar com o CAMx	A-5
Anexo III - Concentrações de PM ₁₀ medidas no Porto Litoral de 2001 a 2003	A-7
Anexo IV – Caracterização dos episódios de PM ₁₀ no Porto Litoral.....	A-11

Lista de Figuras

Figura 1.1	– População urbana, projecção para 2020 [AEA, 2004].	2
Figura 1.2	– Exposição da população aos níveis de PM_{10} estimados em 124 cidades europeias [AEA, 2003].	5
Figura 2.1	– Cadeia de eventos associados à poluição atmosférica, das causas até aos efeitos na saúde.	13
Figura 2.2	– Produção de NO_2 e outros compostos a partir dos óxidos de azoto emitidos [OMS, 2003].	15
Figura 2.3	– Fontes de emissão de PM naturais e antropogénicas, dispersão e transporte (VO: vapores orgânicos, PMO: PM orgânica, PMin: partículas minerais, SM: spray marinho) (adaptado de [González, 2002]).	18
Figura 2.4	– Imagem de satélite do dia 28 de Fevereiro de 2000 [URL 2].	20
Figura 2.5	– Inter-relações químicas entre os processos de formação de O_3 e PM (a azul claro os principais precursores, a laranja os componentes das partículas secundárias) [NARSTO, 2004].	22
Figura 2.6	– Definição de exposição como sendo a interacção entre os campos de concentração numa dada área e a densidade da população dessa área [OMS, 1999].	23
Figura 2.7	– Exemplos de perfis de actividade-tempo para as 24 horas de um dia típico [OMS, 1999].	25
Figura 2.8	– Relação entre a concentração ambiental e a exposição efectiva, tendo em conta que as pessoas passam a maior parte do tempo no interior [OMS, 1999].	25
Figura 2.9	– Pirâmide dos efeitos da poluição atmosférica na saúde humana (adaptado de [OMS, 2001]).	30
Figura 2.10	– Relação entre a severidade do efeito na saúde e a concentração de poluente em dois indivíduos hipotéticos com diferentes sensibilidades a um dado poluente (adaptado de [OMS, 2001]).	31
Figura 3.1	– Enquadramento de legislação nacional de emissões e qualidade do ar nos principais documentos legislativos comunitários [Borrego <i>et al.</i> , 2003a].	47
Figura 4.1	– Representação esquemática da configuração Arakawa-Lamb B.	56

Figura 4.2 – Estrutura vertical da grelha do sistema MM5. Exemplo para 15 níveis, as linhas a cheio representam os níveis <i>sigma</i> e a tracejado vermelho os níveis <i>half-sigma</i> .	56
Figura 4.3 – Representação da grelha vertical do sistema MM5 acompanhando a topografia do terreno.	57
Figura 4.4 – Estrutura do sistema MM5, incluindo os pré e pós-processadores que o compõem.	57
Figura 4.5 – Componentes do programa REGRID.	59
Figura 4.6 – Interligações entre as parametrizações físicas do MM5.	60
Figura 4.7 – Domínio de simulação (usado na simulação 3) com a localização das estações da campanha experimental (Aveiro, Anadia e Sangalhos, para a validação meteorológica e Covelo, apenas para a validação de qualidade do ar, apresentada mais à frente).	63
Figura 4.8 – Evolução temporal dos parâmetros meteorológicos observados e dos valores simulados em Aveiro e Sangalhos, para as 3 simulações realizadas.	64
Figura 4.9 – Perfis verticais de velocidade do vento e de temperatura potencial simulados e observados na estação meteorológica do Aeroporto de Lisboa, às 12h, para os dias 1, 2 e 3 descritos na Tabela 4.4.	67
Figura 4.10 – Perfis verticais de velocidade do vento e de temperatura potencial simulados e observados na estação meteorológica do Aeroporto de Lisboa, para os dias 4, 5 e 6 descritos na Tabela 4.4.	68
Figura 4.11 – Representação esquemática da simulação do sistema MM5 para um período de cinco dias.	69
Figura 4.12 – Estrutura, incluindo entradas e saídas, de um sistema de modelos de Qualidade do Ar.	70
Figura 4.13 – Ordem de execução dos vários passos que o modelo CAMx numa simulação.	73
Figura 4.14 – Representação horizontal da configuração da grelha “Arakawa C” usada no CAMx [ENVIRON, 2005].	74
Figura 4.15 – Representação esquemática da estrutura vertical da grelha do CAMx, adaptado de [ENVIRON, 2005].	75
Figura 4.16 – Estrutura do modelo CAMx, incluindo os pré e pós-processadores que o compõem.	77
Figura 4.17 – Localização das grandes fontes emissoras englobadas na metodologia CORINAIR, em Portugal Continental.	80

Figura 4.18 – Evolução temporal das concentrações de O ₃ medidos e simuladas para Aveiro, Covelo e Sangalhos, para o período de 26 a 29 de Junho de 2001, considerando para a simulação emissões em área de 1995 (A) e de 2001 (B).....	83
Figura 4.19 – Campos horários superficiais de concentração de ozono simulados pelo CAMx para a região de Aveiro para os dias 28 e 29 de Junho de 2001, com emissões de 1995 (A) e emissões de 2001 (B).	84
Figura 4.20 – Domínio de simulação para Portugal com a localização das estações de Avança, Ermesinde, Teixugueira, Monte Velho e Monte Chãos.	87
Figura 4.21 - Evolução temporal das concentrações horárias de ozono simuladas e medidas nas estações de Avança, Ermesinde, Teixugueira e Monte Velho, para os dias 27, 28 e 29 de Maio de 2001.	87
Figura 4.22 - Ampliação da região do domínio de simulação onde se localizam as estações de qualidade do ar.	91
Figura 4.23 - Campos superficiais de concentração média horária de PM ₁₀ (µg.m ⁻³) para o dia 27 de Maio de 2001.	92
Figura 4.24 - Campos superficiais de concentração média horária de PM ₁₀ (µg.m ⁻³) para o dia 28 de Maio de 2001.	93
Figura 4.25 - Campos superficiais de concentração média horária de PM ₁₀ (µg.m ⁻³) para o dia 29 de Maio de 2001.	94
Figura 4.26 - Evolução temporal das concentrações horárias de PM ₁₀ observadas e simuladas pelo CAMx para as estações de Custóias, Ermesinde, Vila Nova da Telha, e Leça do Balio, para o período de 27 a 29 de Maio de 2001	95
Figura 4.27 – Esquema da estrutura do CAMx e respectivos pré-processadores para uma simulação de longo prazo.....	96
Figura 4.28 – Perfis de tráfego médios para um dia de semana de Inverno, um dia de semana de Verão, um dia de fim-de-semana de Inverno e um dia de fim-de-semana de Verão, incluídos no pré-processador que calcula as emissões em área.....	97
Figura 4.29 – Diagrama esquemático da estrutura de programas e <i>scripts</i> de pós-processamento de campos de concentrações e evolução temporal simulados para um ano.	98
Figura 5.1 – Possíveis relações entre duas variáveis (eventos) num modelo de exposição	103
Figura 5.2 – Diagrama esquemático de um sistema de modelos de qualidade do ar e exposição [NRC, 1991].	106

Figura 5.3 -	Redes Regionais de Monitorização da Qualidade do Ar [URL 21].	108
Figura 5.4 -	Domínios de simulação para o modelo meteorológico MM5.	109
Figura 5.5 -	Perfil diário médio anual dos valores simulados e observados para a temperatura, e componentes u e v do vento nas estações de Lisboa e Porto.	112
Figura 5.6 -	Relação entre as concentrações médias diárias de PM_{10} observadas e simuladas para 2004 nas estações seleccionadas.	115
Figura 5.7 -	Relação entre as concentrações máximas diárias de O_3 observadas e simuladas para o Verão de 2004 (Maio a Setembro) nas estações seleccionadas.	116
Figura 5.8 -	Perfil diário de PM_{10} baseado nas concentrações observadas e simuladas para 2004, nas estações seleccionadas.	117
Figura 5.9 -	Perfil diário de O_3 baseado nas concentrações observadas e simuladas para o Verão de 2004 (Maio a Setembro) nas estações seleccionadas.	118
Figura 5.10 -	Distribuição espacial da população empregada+estudante maior de 15 anos, população desempregada e população inactiva, no domínio de estudo.	121
Figura 5.11 -	Perfis diários de ocupação do tempo da população empregada+estudante maior de 15 anos, população desempregada e população inactiva.	122
Figura 5.12 -	Campos de concentrações e exposição média individual anual de NO_2 e PM_{10} , e sazonal (Verão) de O_3 para a população empregada+estudante maior de 15 anos, população desempregada e população inactiva, simuladas pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição.	124
Figura 5.13 -	Campos de exposição anual acumulada de NO_2 , O_3 e PM_{10} , para a população empregada+estudante maior de 15 anos, população desempregada e população inactiva, simuladas pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição.	126
Figura 5.14 -	Evolução temporal da exposição individual diária acumulada de NO_2 , O_3 e PM_{10} , simulada pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição, para a população empregada+estudante maior de 15 anos, população desempregada e população inactiva.	128
Figura 5.15 -	Perfil diário médio da concentração e da exposição individual média de NO_2 , O_3 e PM_{10} , simuladas pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição, para a população empregada+estudante maior de 15 anos, população desempregada e população inactiva.	130

Figura 5.16 - Localização espacial das estações de monitorização de qualidade do ar na aglomeração do Porto Litoral e identificação dos concelhos e freguesias que compõem a aglomeração [Borrego <i>et al.</i> , 2006c].....	132
Figura 5.17 - Evolução temporal das médias diárias das concentrações de PM ₁₀ para o ano 2004, nas estações de tráfego e de fundo da aglomeração do Porto Litoral.	134
Figura 5.18 - Valor mínimo, percentil 25 e 75, valor máximo e mediana das concentrações de PM ₁₀ nas estações de tráfego e de fundo do Porto Litoral para os anos de 2001 a 2004.	135
Figura 5.19 - Número de ultrapassagens ao valor limite diário para PM ₁₀ nas estações da aglomeração do Porto Litoral para os anos de 2001 a 2004.....	136
Figura 5.20 - Representação esquemática da média diária (a) e média anual (b) das concentrações de PM ₁₀ nas estações da aglomeração do Porto Litoral para os anos de 2001 a 2004.	137
Figura 5.21 - Índice de aerossóis fornecido pelo modelo DREAM (a), índice de aerossóis NASA-TOMS (b) e retro-trajectórias (c) obtidas para altitudes de 750, 1500 e 2500 m para o dia 31 de Julho 2003.	139
Figura 5.22 - Índice de aerossóis fornecidos pela NASA-TOMS/ modelo DREAM e retro-trajectórias obtidas para altitudes de 750, 1500 e 2500 m para os dias 3 (a), 5 (b) e 12 (c) de Agosto de 2003.....	140
Figura 5.23 - Retro-trajectórias obtidas para altitudes de para altitudes de 250, 500 e 750 m para os dias 3 (a), 5 (b) e 12 (c) de Agosto de 2003.	141
Figura 5.24 - Número total de ultrapassagens ao VL diário de PM ₁₀ e suas causas, nos anos de 2001-2004.....	141
Figura 5.25 - (a) Domínios D2 e D3 da aplicação do modelo MM5 e (b) Domínios D1 e D2 da aplicação do modelo CAMx.....	143
Figura 5.26 - Domínio qualidade do ar com a representação do sub-domínio considerado para a estimativa de exposição da população.	144
Figura 5.27 - Esquema da matriz origem-destino com os valores considerados para o cálculo da população presente durante o dia e durante a noite para o concelho do Porto. A tabela apresenta os valores obtidos e considerados neste estudo.	146
Figura 5.28 - Número de empregados e estudantes presentes durante o dia e a noite em cada um dos concelhos abrangidos pelo domínio de estudo.....	147
Figura 5.29 - Distribuição espacial da população empregada e estudante maior de 15 anos presente durante o dia e durante a noite para o domínio de exposição. ...	147

Figura 5.30 – Número de pessoas (empregados + estudantes) em base horária, alocadas aos microambientes de transporte, para cada concelho do domínio de estudo.	149
Figura 5.31 – Perfil diário de deslocações por motivo de trabalho/ escola e regresso a casa.	150
Figura 5.32 – Campos de concentrações e exposição média individual anual de PM ₁₀ , NO ₂ e O ₃ para a população empregada+estudante maior de 15 anos, simuladas pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição.....	151
Figura 5.33 – Evolução temporal da exposição individual diária acumulada, simulada pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição para o domínio de Portugal (D1) e do Porto (D2), para NO ₂ , O ₃ e PM ₁₀	153
Figura 5.34 – Perfil diário médio da concentração simulada pelo sistema MM5-CAMx para o domínio do Porto (D2) e da exposição individual média, simulada pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição para o domínio de Portugal (D1) e do Porto (D2), para NO ₂ , O ₃ e PM ₁₀	155
Figura 5.35 - Vista esquemática dos talhões queimados nos fogos experimentais das Gestosas 2002 (a), 2003 (b) e 2004 (c) [Miranda <i>et al.</i> , 2005; Viegas, 2004].	157
Figura 5.36 - Difusores passivos transportados por bombeiros e membros da equipa durante os ensaios da Gestosa.....	157
Figura 5.37 - Fotografias dos difusores passivos utilizados por diferentes equipas: bombeiros (a), pinga lume (b), equipa de amostragem (c) e localizações dos bombeiros relativamente ao talhão a queimar (d) (a seta indica a direcção do vento predominante).....	160
Figura 5.38 – Concentrações de NO ₂ medidas em contínuo num laboratório móvel instalado no local onde foram realizados os ensaios da Gestosa 2002 e 2004.	161
Figura 5.39 - Rede de qualidade do ar da AML (adaptado de [URL 21] e concentrações médias horárias de PM ₁₀ medidas de Maio a Dezembro de 2003.....	163
Figura 5.40 - Distribuição da população no domínio de estudo.	164
Figura 5.41 - Campos de concentrações de PM ₁₀ e campos de exposição da população obtidos para as 16, 18, 20, 21, 22 e 23 h do dia 13 de Setembro de 2003.	166
Figura 5.42 – Distribuição espacial da exposição média horária por habitante (a), média horária da população (b), acumulada por habitante (c) e acumulada da população (d), a PM ₁₀ para o período das 16 às 23 h do dia 13 de Setembro de 2003.	167

Figura A.1 –	Evolução temporal dos parâmetros meteorológicos temperatura, velocidade do vento, componentes u e v medidas e simuladas para a estação do Porto no ano de 2004.	A-1
Figura A.2 –	Evolução temporal dos parâmetros meteorológicos temperatura, velocidade do vento, componentes u e v medidas e simuladas para a estação de Lisboa no ano de 2004.	A-2
Figura A.3 –	Evolução temporal dos parâmetros meteorológicos velocidade do vento, componentes u e v medidas e simuladas para a estação de Viseu no ano de 2004.	A-3
Figura A.4 –	Evolução temporal dos parâmetros meteorológicos velocidade do vento, componentes u e v medidas e simuladas para a estação de Viana do Castelo no ano de 2004.	A-4
Figura A.5 –	Evolução temporal das concentrações médias diárias de PM ₁₀ observadas e simuladas para 2004 nas estações seleccionadas.	A-5
Figura A.6 –	Evolução temporal das concentrações máximas diárias de O ₃ observadas e simuladas para o Verão de 2004 (Maio a Setembro) nas estações seleccionadas.	A-6
Figura A.7 –	Evolução temporal das concentrações médias diárias de PM ₁₀ medidas nas estações de tráfego e de fundo da Aglomeração do Porto Litoral no ano de 2001.	A-7
Figura A.8 –	Evolução temporal das concentrações médias diárias de PM ₁₀ medidas nas estações de tráfego e de fundo da Aglomeração do Porto Litoral no ano de 2002.	A-8
Figura A.9 –	Evolução temporal das concentrações médias diárias de PM ₁₀ medidas nas estações de tráfego e de fundo da Aglomeração do Porto Litoral no ano de 2003.	A-9

Lista de Tabelas

Tabela 2.1 -	Avaliação do contributo natural nos níveis de PM ₁₀ e PM _{2,5} medidos em Espanha em vários tipos de estações de qualidade do ar.	19
Tabela 2.2 -	Características das partículas finas e grosseiras. Adaptado de [Seinfeld e Pandis, 1998].....	21
Tabela 3.1 -	Valores limite de qualidade do ar definidos pela legislação comunitária e nacional em vigor, Agência de Protecção do Ambiente dos EUA (USEPA) e Organização Mundial de Saúde (OMS).	48
Tabela 4.1 -	Parametrizações físicas do modelo MM5.....	59
Tabela 4.2 -	Características das simulações efectuadas para a região de Aveiro e para os dias 27 e 28 de Junho de 2001.	62
Tabela 4.3 -	Resultados da análise estatística efectuada para as simulações 1, 2 e 3.....	65
Tabela 4.4 -	Características das simulações efectuadas para a região de Lisboa, para a validação dos perfis verticais simulados pelo MM5.....	66
Tabela 4.5 -	Resumo dos módulos do CAMx para os principais processos físicos adaptado de [ENVIRON, 2005].	73
Tabela 4.6 -	Mecanismos químicos implementados no CAMx [ENVIRON, 2005].....	76
Tabela 4.7 -	Dados de entrada necessários ao CAMx [ENVIRON, 2005].	77
Tabela 4.8 -	Categorias de uso do solo consideradas pelo CAMx, e os correspondentes valores de albedo UV e de rugosidade para cada estação do ano [ENVIRON, 2005].....	78
Tabela 4.9 -	Especiação de COV e PM de acordo com o mecanismo 4 do CAMx	81
Tabela 4.10 -	Indicadores de qualidade para avaliação do desempenho de modelos de qualidade do ar [Borrego <i>et al.</i> , 2005a].	86
Tabela 4.11 -	Resultados da análise estatística para avaliação do desempenho dos modelos CAMx e CHIMERE.	88
Tabela 5.1 -	Tipos de modelos de exposição, [IPCS, 2005].	104
Tabela 5.2 -	Relações empíricas interior/exterior para os poluentes O ₃ , NO ₂ e PM ₁₀ , e para três microambientes distintos.	107
Tabela 5.3 -	Dimensões e resolução horizontal e vertical dos domínios de simulação anual do MM5.	109

Tabela 5.4 – Resultados da análise estatística efectuada para a simulação anual do MM5.	111
Tabela 5.5 – Estações das Redes Regionais de Monitorização da Qualidade do Ar usadas na validação da simulação de longo prazo com o sistema MM5-CAMx para o ano de 2004.	113
Tabela 5.6 – Análise estatística efectuada aos resultados da simulação de longo prazo com o sistema MM5-CAMx para PM ₁₀ , NO ₂ e O ₃ (D1 a preto, D2 a verde).	119
Tabela 5.7 – Estações de qualidade do ar da aglomeração do Porto Litoral, respectivas características e poluentes monitorizados [Borrego <i>et al.</i> , 2005c].....	133
Tabela 5.8 – Valores limite para PM ₁₀ para protecção da saúde humana e respectivas margens de tolerância, de acordo com o DL nº 111/2002.....	133
Tabela 5.9 – Exemplo de cálculo do número de pessoas (empregados + estudantes) em base horária, alocadas aos microambientes de transporte, para o concelho do Porto.....	148
Tabela 5.10 – Concentrações médias horárias de NO ₂ e SO ₂ obtidas a partir dos difusores passivos transportados pelos bombeiros e membros da equipa durante os ensaios da Gestosa de 2002, 2003 e 2004.	158
Tabela 5.11 – Concentrações médias horárias de NO ₂ e SO ₂ obtidas a partir das medições em contínuo de NO ₂ em 2002 e em 2004 e das medições por difusão passivas em 2002	161
Tabela A.1 – Caracterização dos episódios de ultrapassagem ao VL diário de PM ₁₀ em 2001, 2002, 2003 e 2004.....	A-11

Lista de Abreviaturas

AEA/ EEA	Agência Europeia do Ambiente/ European Environmental Agency
AQG	Air Quality Guidelines
CAFE	Clean Air For Europe
CCDR	Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional
CE	Comissão Europeia
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
COVNM	Compostos Orgânicos Voláteis não Metânicos
DC	Directiva Comunitária
DGF	Direcção Geral de Florestas
DL	Decreto-Lei
DQ	Directiva-Quadro
ECMWF	European Centre for Medium-Range Weather Forecasts
EM	Estado-Membro
EPA	Environmental Protection Agency
FDDA	Four-Dimensional Data Assimilation/ Assimilação de dados em 4 dimensões
GIC	Grandes Instalações de Combustão
IA	Instituto do Ambiente, actual APA (Agência Portuguesa do Ambiente)
IM	Instituto de Meteorologia
MAOTDR	Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional
NAAQS	National Ambient Air Quality Standards
NCAR	National Centre for Atmospheric Research
OMS / WHO	Organização Mundial de Saúde / World Health Organization
PAA	Programa de Acção em matéria de Ambiente
PCIP / IPPC	Prevenção e Controlo Integrado de Poluição / Integrated Pollution Prevention and Control
PM _x	Partículas de diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a X µm (X=10, fracção grossa; X=2,5, fracção fina; X=1, fracção ultrafina)
TEN / NEC	Tectos de Emissão Nacional/ National Emissions Ceilings
TOMS	Total Ozone Mapping Spectrometer
UE	União Europeia
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USGS	United States Geological Survey
VL	Valor limite de Qualidade do Ar
VLE	Valor limite de Emissão

1. Introdução

O acto de respirar coloca o ser humano em contacto com o ambiente que o envolve. O ar, essencial à vida, é tido hoje em dia também como o veículo responsável pela ligação Qualidade do Ar – Exposição Humana, dados os efeitos nocivos da poluição atmosférica na saúde humana.

1.1. Enquadramento

O ruído, a má qualidade do ar, o tráfego intenso, a negligência quanto ao ambiente construído, a má gestão ambiental e a falta de planeamento estratégico têm como resultado problemas de saúde e uma diminuição da qualidade de vida. Para a resolução dos principais problemas de saúde relacionados com o ambiente na Europa é necessário reunir esforços no sentido de uma melhoria sensível do ambiente urbano e da qualidade de vida, já que é nos grandes centros urbanos que a população se concentra. Em muitas zonas, os cidadãos estão a afastar-se das suas próprias cidades, preferindo viver nos arredores, dado sentirem que o seu bem-estar é afectado pela poluição urbana. Esta expansão urbana gera níveis mais elevados de tráfego e os problemas acentuam-se mutuamente com o centro de actividade a deslocar-se para a periferia, em detrimento do coração da cidade cada vez mais enfraquecido. Estes sintomas de tensão excessiva são visíveis num número cada vez maior de zonas urbanas. Por conseguinte, não é surpreendente que a “poluição nas cidades” seja a imagem que os europeus associam mais frequentemente ao ambiente.

As principais causas da actual situação são o facto de não se ter dado suficiente importância às implicações ambientais das decisões tomadas e de não se ter procedido ao planeamento sistemático de um ambiente urbano de elevada qualidade, com

consequências tanto para o ambiente como para a economia da cidade e os seus cidadãos [COM(2004) 60 final].

A população urbana está de facto a aumentar, em parte, devido ao aumento da área urbanizada. Prevê-se que, por volta de 2020, 80% dos Europeus estejam a viver em zonas urbanas, sendo que em sete países a proporção será de 90 % ou superior (Figura 1.1). As pressões exercidas pelo extenso desenvolvimento urbano (expansão urbana) estão intimamente ligadas a questões relacionadas com os transportes e o consumo. A expansão urbana pode conduzir à segregação económica, verificada em zonas de abandono dos centros urbanos e de extensas áreas periféricas, muitas vezes com habitações não normalizadas. A expansão urbana pode também pressionar as cidades e as áreas verdes urbanas, as quais podem ser vulneráveis à fragmentação e à conversão, a não ser que sejam adequadamente protegidas ao abrigo das directrizes em matéria de ordenamento [AEA, 2004].

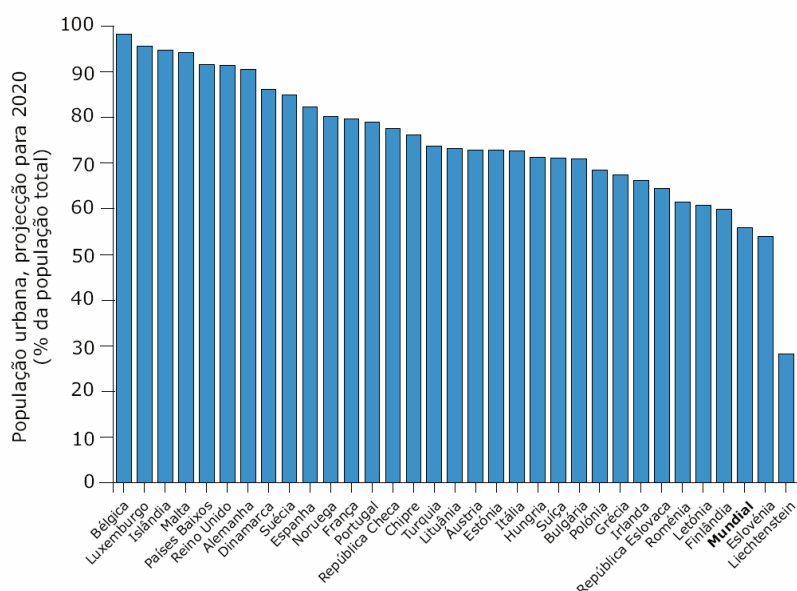


Figura 1.1 – População urbana, projecção para 2020 [AEA, 2004].

Estima-se que cerca de 20% do total das doenças registadas nos países industrializados sejam imputáveis a factores ambientais, e que o grosso dessa fracção atinja crianças, idosos, e outros grupos vulneráveis, como pessoas economicamente desfavorecidas e mulheres em idade reprodutiva [Smith *et al.*, 1999]. O público europeu tem uma percepção clara da magnitude do problema: num inquérito Eurobarómetro, aproximadamente 89% dos inquiridos manifestaram preocupação a respeito do impacto potencial do ambiente sobre a sua saúde. As novas tecnologias, transformando estilos de vida e padrões de trabalho, têm impactes por vezes inesperados sobre o ambiente e a influência que ele exerce sobre a saúde [COM (2003) 338 final].

O estabelecimento de um nexos de causalidade entre factores ambientais e efeitos nocivos sobre a saúde suscita muitos desafios. Em consequência, a relação entre ambiente e

saúde tem sido insuficientemente abordada até à data. As avaliações ambientais e as acções de política ambiental têm-se concentrado nos efeitos de poluentes isolados, o que tem facilitado a abordagem, mas pode ter induzido uma subavaliação dos verdadeiros impactes sobre a saúde. Como tal, é necessária uma abordagem integrada, uma vez que as relações existentes entre ambiente e saúde são muito complexas, conforme o ilustram os seguintes elementos [COM (2003) 338 final]:

- sendo quatro os meios de exposição humana (inalação, ingestão, contacto, irradiação), as vias que levam à exposição humana e ambiental são por vezes longas e difíceis de determinar, devido à mobilidade dos poluentes no interior dos, e entre os, diversos compartimentos ambientais;
- existem diversos tipos de impactes sobre a saúde e cada poluente pode ter mais do que um efeito (por exemplo, algumas substâncias químicas podem ter efeitos cancerígenos e efeitos de desregulação endócrina);
- os impactes nocivos dos factores ambientais sobre a saúde resultam de combinações variáveis de predisposição genética, estilo de vida, cultura, factores socio-económicos, localização geográfica, clima e exposição a pressões ambientais;
- uma vez libertados no ambiente, os poluentes podem deslocar-se entre diferentes compartimentos ambientais e continuar a mover-se de uns para outros;
- todo o indivíduo está exposto a uma combinação de factores ambientais. Pode tratar-se quer de exposição simultânea a diversos factores (por exemplo, resíduos de pesticidas e ruído), quer de exposição sucessiva a uma multiplicidade de factores em diferentes períodos da vida (por exemplo, raios UV de idas à praia na infância, fumo de tabaco, exposição profissional a substâncias químicas, exposição a campos electromagnéticos de frequências extremamente baixas);
- a importância das cargas ambientais conhece variações espaciais e temporais significativas em função de factores geográficos, económicos e culturais, bem como do estado de desenvolvimento da regulamentação de carácter ambiental;
- é preciso recorrer a séries temporais longas para aferir devidamente os efeitos dos poluentes orgânicos e não orgânicos persistentes e metais pesados. Alguns estão presentes no ambiente em doses muito reduzidas, mas acumulam-se no ambiente, na cadeia alimentar e nos organismos humanos e os respectivos efeitos só se tornam visíveis ao fim de muitos anos (efeitos a longo prazo das doses reduzidas) (por exemplo, as dioxinas e os bifenis policlorados, designados por PCB).

Todos estes factores contribuem para dificultar o trabalho dos epidemiologistas e dos especialistas em saúde pública. Todavia, a compreensão dos laços complexos que ligam o ambiente e a saúde, ainda que seja insuficiente, está a crescer.

A poluição atmosférica continua a ser um problema na maior parte das cidades. A poluição pelo dióxido de enxofre (SO₂) e, em menor grau, pelos óxidos de azoto (NO_x) reduziu-se significativamente na Europa Ocidental. Apesar de a qualidade do ar estar a

melhorar nos Países da Europa Central e de Leste (PECO) e no grupo de países da Europa Oriental, Cáucaso e Ásia Central, estes últimos continuam a ter problemas, nomeadamente, com o dióxido de enxofre e os óxidos de azoto. A utilização de métodos de monitorização diferentes obsta, porém, a que sejam efectuadas avaliações em profundidade no grupo de países da Europa Oriental, Cáucaso e Ásia Central.

O ozono (O_3) e as partículas continuam a ser questões preocupantes do ponto de vista dos seus efeitos para a saúde humana e os ecossistemas. As concentrações médias de ozono ao nível do solo continuam a aumentar, se bem que os picos de concentração estejam a diminuir. Em 1999, as concentrações de ozono atmosférico a nível do solo excediam o objectivo futuro em cerca de 30 % das cidades da União Europeia (UE). A maioria dessas excedências verificavam-se em cidades dos países da Europa Central e do Sul. As projecções para 2010 apontam para decréscimos substanciais, que contribuirão para melhorar significativamente a protecção da saúde, mas que não serão suficientes para permitir o cumprimento dos valores-objectivo em toda a Europa. A exposição às partículas é talvez o maior problema potencial de saúde na maioria das cidades. Apesar de se denotar um decréscimo nas concentrações desde que existe monitorização, i.e., desde que é possível fazer uma análise evolutiva, uma percentagem significativa da população urbana está exposta a concentrações que ultrapassam os valores limite actuais e futuros da UE. A situação na Ásia Central e na Rússia é também preocupante. Em 1998, os valores limite para as partículas fixados pela Organização Mundial de Saúde (OMS) eram excedidos em 30 % das cidades russas e essas excedências eram também generalizadas nas cidades da Ásia Central [AEA, 2003].

Um estudo sobre mortalidade devida a exposição prolongada à poluição atmosférica em 124 cidades europeias (com um total de 80 milhões de habitantes) demonstrou que cerca de 60 000 óbitos por ano podem estar associados à exposição a longo prazo a uma poluição por partículas que exceda o nível equivalente a $PM_{10} = 5 \mu g.m^{-3}$. A Figura 1.2 mostra que mais de metade da população dos novos países da UE está exposta a níveis de PM_{10} acima do valor limite anual de $40 \mu g.m^{-3}$, enquanto que para as cidades da UE apenas 14% da população está exposta a essas ultrapassagens [AEA, 2003].

Um outro factor que contribui para problemas de poluição atmosférica e consequentemente de saúde humana é a ocorrência de incêndios florestais, que tem despertado o interesse na comunidade científica e médica. O conhecimento e a quantificação, quer das emissões de poluentes para a atmosfera no decorrer de fogos florestais, quer dos níveis de poluentes no ar ambiente que lhes estão associados, afigura-se de fundamental importância para a compreensão dos efeitos na qualidade do ar e na saúde humana. Os efeitos na saúde humana são, aliás, fonte de preocupação da Organização Mundial de Saúde que publicou já estratégias e directrizes para reduzir o efeito do fumo gerado por queima de biomassa, nomeadamente por fogos florestais [OMS/UNEP/OMM, 1999].

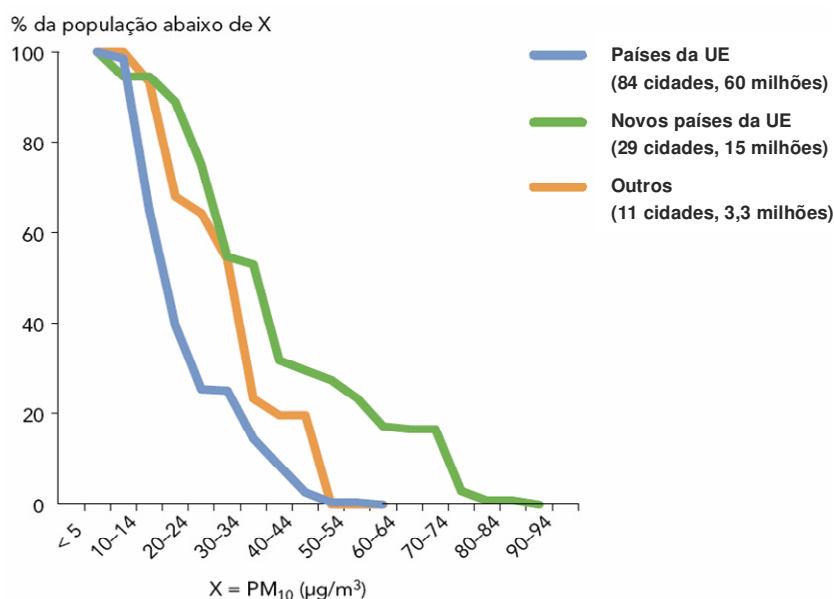


Figura 1.2 - Exposição da população aos níveis de PM₁₀ estimados em 124 cidades europeias [AEA, 2003].

1.2. Estado da Arte

O problema da poluição atmosférica pode ser abordado a vários níveis dependendo da escala da área de interesse. À escala global, os processos dinâmicos controlam a físico-química da atmosfera relativamente às espécies pouco reactivas. Pelo contrário, à escala local, a diversidade e heterogeneidade das fontes poluentes impõe uma química mais complexa e reactiva. À escala regional ocorre o transporte e a transformação dos poluentes atmosféricos fortemente determinados pelas condições atmosféricas, que, a esta escala, englobam os fenómenos meteorológicos de mesoscala e sinópticos. Uma estimativa precisa da qualidade do ar exige um conhecimento detalhado do transporte e da distribuição e intensidade das fontes poluentes, portanto, a escala regional é a mais apropriada para a gestão operacional da qualidade do ar, como um recurso natural.

Para a avaliação, controlo e gestão da Qualidade do Ar existem vários instrumentos de que ressaltam dois tipos de ferramentas distintas, mas complementares: as redes de medição de qualidade do ar e os modelos regionais de transporte e dispersão. As redes actuais de monitorização da qualidade do ar, localizadas nas cidades, não estão convenientemente adaptadas à escala regional em termos de representatividade e, por outro lado, necessita de um conhecimento da composição química mais vasto e mais geral. As medições de poluentes para a avaliação da qualidade do ar em áreas rurais são ainda praticamente inexistentes, o que constitui uma limitação à avaliação da poluição à escala regional.

A simulação de processos naturais e de processos resultantes da actividade antropogénica constitui uma ferramenta importante para compreender e actuar sobre os seus efeitos no

Ambiente. Assim, o recurso à modelação permite disponibilizar a informação indispensável ao comportamento regional da poluição. A modelação da poluição à escala regional deve ter em conta não só uma grande qualidade na reprodução da dinâmica atmosférica mas também uma química complexa. [Borrego *et al.*, 1999; Barros, 1999].

A necessidade de um modelo regional de simulação da composição química da atmosfera é uma realidade pois, para além de fornecer informação à escala regional/ mesoscala sobre os padrões de distribuição espacial dos poluentes, poderá servir como elemento dinâmico e químico de peso para os modelos de escala local, directamente ligados à poluição urbana [Borrego *et al.*, 2000a].

Mesmo havendo desenvolvimentos importantes em termos da modelação, para apoio à gestão do ambiente como um todo, assim como à protecção da saúde humana, é necessário evitar, impedir ou reduzir as concentrações dos poluentes atmosféricos nocivos o que implica estabelecer valores limite e/ou limiares de alerta para os níveis de poluição do ar ambiente.

O enquadramento legal actual para a gestão da qualidade do ar foi estabelecido, pela Comissão Europeia, na Directiva Quadro 96/62/CE, que exige, nomeadamente, que os Estados-Membros elaborem planos de acção pormenorizados para as zonas e aglomerações urbanas em que sejam ultrapassados os valores limite. Os valores limite ou alvo foram fixados nas directivas subordinadas relativas a SO₂ (dióxido de enxofre), partículas (PM₁₀ e PM_{2,5}), monóxido de carbono (CO), benzeno, dióxido de azoto (NO₂), óxidos de azoto (NO_x), chumbo, ozono troposférico, metais pesados (cádmio, arsénio, níquel e mercúrio) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH).

Uma vez que a estratégia da política comunitária relativa à qualidade do ar está já delineada e sabendo que os modelos têm maior abrangência espacial em termos de resultados do que a monitorização por si só, a Comissão Europeia tem vindo a desenvolver estratégias integradas, como o Programa CAFE "Ar limpo para a Europa". Esta estratégia tem como objectivo geral proteger a saúde humana e o ambiente dos efeitos da poluição atmosférica, a longo prazo, indicando a modelação como meio de prever a qualidade do ar tanto ao nível regional como local [CE, 1998].

Os modelos eulerianos de qualidade do ar são mais poderosos mas também mais complexos e desafiantes do que os modelos de dispersão gaussianos e lagrangeanos, e daí serem habitualmente aplicados a situações que envolvam numerosas e variadas fontes emissoras, espalhadas por uma área geográfica ampla, regiões com características específicas como topografia complexa [e.g. Jiménez *et al.*, 2006] ou situações em que a química da atmosfera e os processos de transformação desempenham um papel importante na transformação e destino dos poluentes.

A modelação euleriana é usada cada vez mais frequentemente em estudos de avaliação dos impactes na qualidade do ar e na saúde de cenários alternativos futuros de emissões,

para apreciação e análise de estratégias reguladoras não só na Europa (CAFE) como também nos EUA.

Num estudo de intercomparação realizado no âmbito do projecto GLOREAM/ EUROTRAC [Hass *et al.*, 2003] concluiu-se que a complexidade de um modelo não implica necessariamente o seu melhor desempenho face a modelos mais simples. Contudo, e face à importância dos poluentes particulados e aerossóis na qualidade do ar e na saúde, é fulcral prosseguir com o desenvolvimento e a melhoria dos módulos que tratam a física e química dos aerossóis nos sistemas de modelos existentes.

Num outro trabalho mais recente – projecto CityDelta [Cuvelier *et al.*, 2007] - vários modelos de qualidade do ar de escala regional e urbana foram aplicados a seis cidades europeias (Milão, Paris, Berlim, Praga, Katowice e Londres) tendo demonstrado que os modelos simulam razoavelmente bem os níveis médios, máximos diários e a variabilidade das concentrações de O₃. No caso de PM₁₀ a simulação é genericamente fraca, todos os modelos apresentam dificuldades em simular a variabilidade sazonal observada, e as diferenças entre uma cidade muito poluída, como Milão, e as outras cidades [Vautard *et al.*, 2007; Thunis *et al.*, 2007].

Os modelos CAMx, CMAQ e CHIMERE são os modelos eulerianos mais usados em estudos de qualidade do ar, incluindo a validação com dados medidos, a avaliação do próprio desempenho do modelo e das suas características, nomeadamente em estudos comparativos [Vautard *et al.*, 2001; Andreani-Aksoyoglu, *et al.*, 2003; Ferreira, *et al.*, 2003; Jiménez *et al.*, 2005; Mauzerall *et al.*, 2005; Morris *et al.*, 2005; Monteiro *et al.*, 2005a]. O modelo CHIMERE é já usado em Portugal na previsão operacional da qualidade do ar [Monteiro *et al.*, 2005b].

Atendendo a que um sistema de modelos de qualidade do ar *offline* inclui um modelo meteorológico, os modelos meteorológicos de mesoscala mais utilizados são o MM5 (Fifth Generation Mesoscale Model) [Dudhia, 1993; Grell *et al.*, 1994] e o CSU-RAMS (Colorado State University Regional Atmospheric Modelling System) [Pielke *et al.*, 1992], tal como demonstram Wilson e Zawar-Reza [2006]. Estes modelos meteorológicos de mesoscala têm uma estrutura que permite aos modelos de qualidade do ar acima referidos incluir facilmente os resultados por eles produzidos como entradas meteorológicas à simulação de qualidade do ar. Os modelos CAMx e CMAQ foram já objecto de estudos comparativos para diversas regiões do mundo, cobrindo várias escalas, avaliando o seu desempenho em simulações de longo prazo (médias anuais) [Tesche *et al.*, 2006] ou de episódios de poluição atmosférica (médias horárias para alguns dias) [Tesche *et al.*, 2001; Morris *et al.*, 2003; Zhang *et al.*, 2004; Liang *et al.*, 2005], tendo, ambos os modelos, revelado genericamente um bom desempenho o que não permite afirmar qual deles é o melhor.

A exposição humana é o elo de ligação entre o ambiente que nos rodeia e a saúde humana. Para uma percepção realista dos riscos para a saúde humana e para a

implementação de uma estratégia de controlo dos mesmos, é imprescindível uma estimativa precisa da exposição humana a contaminantes ambientais [IPCS, 2000].

O termo exposição humana data dos anos 80 [Monn, 2001] e evidencia que o ser humano é um importante receptor dos poluentes no ambiente. Exposição humana, ou mais simplificada, exposição, pode-se definir como o evento que ocorre quando um indivíduo está em contacto com um poluente.

A estimativa da exposição humana é um processo constituído por quatro passos: a identificação dos poluentes libertados, a estimativa das quantidades desses poluentes libertados por fontes diferentes, a estimativa das concentrações de poluentes para as áreas geográficas de interesse (utilizando medições ou modelos de dispersão com informação sobre emissões, localização das fontes, dados meteorológicos e outros) e, por último, a estimativa do número de seres humanos expostos a esses poluentes. Mediante a utilização de informação sobre a população e a dispersão de poluentes nos modelos é possível estimar esse número para uma gama de concentrações de uma substância e a diferentes distâncias da fonte do poluente [USEPA, 1991a; USEPA, 1991b]. Paralelamente ao desenvolvimento de modelos como meios indispensáveis à avaliação da qualidade do ar, é ainda necessário identificar e quantificar os efeitos para a saúde associados à poluição atmosférica urbana através de instrumentos de epidemiologia e toxicologia. É notório que os estudos epidemiológicos necessitam de ser mais desenvolvidos pois ainda não permitem quantificar o problema [Sivertsen, 2000].

A medição directa da exposição humana mediante a utilização de aparelhos individuais portáteis é, sem dúvida, o método mais preciso e mais real. O projecto mais abrangente desenvolvido na Europa - Projecto EXPOLIS - reúne dados de exposição individual e outras variáveis relacionadas, obtidos através da realização de questionários e da medição da exposição a subgrupos (amostras de estudo) da população de sete cidades europeias [Jantunen *et al.*, 1998]. O Projecto PEOPLE é um projecto europeu que tem como objectivo avaliar os níveis de poluentes atmosféricos no ambiente exterior, no interior de edifícios e o grau de exposição a que estão sujeitas as pessoas que habitam e/ou trabalham em algumas cidades europeias. Em causa estão os impactes para a saúde humana de diversos poluentes atmosféricos, tendo numa primeira fase sido escolhido o benzeno. Para Lisboa, uma das cidades de estudo, os resultados revelam uma disparidade significativa entre as concentrações existentes no ar ambiente e as concentrações a que as pessoas estão expostas, dado que os níveis medidos na avaliação da exposição pessoal são normalmente mais elevados do que os teores de benzeno medidos no exterior. As maiores concentrações de benzeno verificam-se nas vias rodoviárias de tráfego mais intenso. Quanto ao nível de exposição em ambientes interiores, o fumo do tabaco é o principal responsável [URL 1].

Uma abordagem amplamente usada para a avaliação dos efeitos da poluição atmosférica na saúde humana consiste no estabelecimento de relações entre variáveis ambientais

(séries temporais de qualidade do ar e meteorologia) e populacionais (variabilidade dia a dia na morbidade e mortalidade), mediante o uso de modelos de regressão linear, metodologia usada por muitos epidemiologistas, de que é exemplo o projecto APHEA (*Air Pollution and Health: a European Approach*) [Atkinson *et al.*, 2001; Katsouyanni *et al.*, 1995]. Muitos estudos epidemiológicos [e.g. Schwartz, 2004; Dockery *et al.*, 1993] utilizam então esta relação concentração-resposta como uma estimativa da relação exposição-resposta para quantificar o risco associado à poluição atmosférica [Holloway *et al.*, 2005]. Um estudo realizado em Lisboa, reunindo dados de concentrações ambientais de partículas inaláveis e admissões hospitalares de crianças (0-15 anos) por motivo (doenças respiratórias e outros), evidenciou uma relação entre a ocorrência de doenças respiratórias e os níveis de partículas (bastante elevados na cidade de estudo) registados principalmente 3 dias antes da admissão do utente [Ferreira *et al.*, 2007].

Os estudos epidemiológicos que consideram os dados de concentrações ambientais medidas nas estações de uma rede de monitorização como estimativas da exposição apresentam limitações relacionadas com a localização das estações que nem sempre é representativa dos níveis ambientais de áreas com características específicas (por exemplo, tráfego intenso). A sua distribuição espacial não permite discernir heterogeneidades de pequena escala espacial nas concentrações e, consequentemente, sub-populações potencialmente muito expostas [Holloway *et al.*, 2005].

Dados os custos avultados da monitorização de poluentes atmosféricos, principalmente para a obtenção de séries temporais longas, e da medição directa da exposição, cujos resultados são à partida condicionados no tempo e no espaço, os investigadores de saúde pública e de poluição atmosférica têm reunido esforços no sentido de explorar a aplicação de modelos matemáticos de qualidade do ar para a estimativa da exposição [e.g. Wilson e Zawar-Reza, 2006], ou modelos de exposição que combinam informação sobre as concentrações de determinado poluente em dados locais (medidas ou simuladas por modelos de qualidade do ar) com a informação sobre o tempo que uma pessoa passa em ambientes específicos [Holloway *et al.*, 2005].

Vários estudos têm recorrido à modelação da exposição por métodos probabilísticos, que utilizam funções densidade de probabilidade para cada variável envolvida: concentrações de poluentes nos vários ambientes visitados pela população, tempos gastos em cada um deles, e outros parâmetros relativos aos hábitos da população. Este tipo de modelos permite uma estimativa da distribuição de frequências da exposição da população para o poluente em estudo. No entanto, não possibilita conhecer a distribuição espacial e temporal da exposição na região de estudo. A base de dados EXPOLIS, dada a diversidade de informação que contém, por um lado incentivou e, por outro, permitiu validar a modelação probabilística da exposição da população total da Holanda e da população urbana de algumas cidades europeias [Kruize *et al.*, 2003].

O Projecto Europeu FUMAPEX cujo objectivo era a integração de sistemas de informação de qualidade do ar urbana com modelos de exposição da população para avaliar os efeitos da variabilidade da qualidade do ar na exposição e na saúde das populações, permitiu desenvolver modelos de exposição probabilísticos e determinísticos (baseados em sistemas de informação geográfica). Estes modelos foram aplicados a várias cidades europeias recorrendo a modelos de dispersão, essencialmente de escala local, para a simulação das concentrações de poluentes atmosféricos em ambientes exteriores. Conclui-se globalmente que modelos de exposição probabilísticos e determinísticos completam-se, dado que fornecem resultados distintos, mas em termos médios apenas, continuando, no entanto, a não permitir a estimativa da exposição de longo prazo, a evolução temporal e a sua distribuição espacial em base horária [Hänninen *et al.*, 2005].

O desenvolvimento de modelos determinísticos para avaliação da exposição a poluentes atmosféricos nas cidades foi identificado como uma área prioritária de investigação futura. A revisão bibliográfica realizada por Jerrett *et al.* [2005] mostra que os modelos denominados de terceira geração (formulação euleriana) apesar de serem já vulgares como ferramentas de diagnóstico e prognóstico da qualidade do ar, não são ainda muito utilizados em estudos que fazem a ligação à exposição e à saúde. As barreiras a ultrapassar prendem-se com o facto de este tipo de modelos requerer dados de entrada diversificados, recursos e capacidades computacionais elevadas. Uma outra limitação está relacionada com a resolução horizontal máxima (1 km) de um modelo euleriano que na maioria dos casos é demasiado grosseira para poluentes que variam consideravelmente à escala local. Há ainda a referir a necessidade de competência e conhecimento avançado de meteorologia e física e química da atmosfera para a implementação e aplicação dos referidos modelos que os epidemiologistas e investigadores na área da saúde não dominam [Jerrett *et al.*, 2005].

Em Portugal, a preocupação com a temática Ambiente e Saúde remonta a cerca de 2 décadas, tendo sido intensificada pelas obrigações de Portugal como Estado-Membro e pressões exercidas pela Comissão Europeia no sentido de proteger a saúde humana face aos problemas ambientais. Estas obrigações internacionais levaram à elaboração da Proposta de Plano Nacional de Acção Ambiente e Saúde, apresentada em Maio do presente ano.

Na área da investigação esta preocupação evidencia-se nos projectos de investigação desenvolvidos e presentemente a decorrer. A qualidade do ar na Área do Porto foi tema de um projecto financiado pela CCDR-Norte, desenvolvido na década de oitenta, sob a responsabilidade da FEUP (Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto), tendo-se concluído que a influência da poluição atmosférica no agravamento das doenças pulmonares se faz sentir mesmo para níveis de poluição inferiores aos legislados [Ferraz *et al.*, 1988]. A continuidade da investigação permitiu ainda verificar que respectivamente 78% e 87% da composição orgânica e do conteúdo em agente cancerígeno benzo(a)pireno foram detectados em partículas passíveis de atingir o tracto respiratório

[Alves e Ferraz, 2005]. A mesma instituição desenvolve actualmente um projecto intitulado "Partículas suspensas no ar exterior e interior: caracterização para suporte de estudos epidemiológicos" financiado pela Fundação Calouste Gulbenkian (FCG) que incide na caracterização física e química de PM_{10} e $PM_{2,5}$ presentes em atmosferas urbanas e a quantificação de componentes tóxicos em partículas inaláveis de diferentes granulometrias, como base para definir estratégias para reduzir a poluição e proteger a Saúde Pública. A FCG financia ainda dois projectos na área de Ambiente e Saúde que relacionam as concentrações atmosféricas de poluentes (bioaerossóis, partículas e poluentes clássicos) com a incidência de doenças do foro alergológico na área metropolitana do Porto (Projecto "Bioaerossóis, poluentes não biológicos e Saúde Pública") e na cidade de Viseu (Projecto Saudar – A Saúde e o Ar que Respiramos) [Borrego *et al.*, 2007a]. Ambos recorrem como metodologia à monitorização das concentrações ambientais (interior e exterior) nas regiões de estudo, embora no Projecto Saudar elas sejam complementadas com o recurso à modelação e com a realização de testes médicos a um grupo de crianças asmáticas seleccionado.

A Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) financia actualmente os projectos de investigação IMPACTAIR [Barros *et al.*, 2004] e PAREXPO [Borrego *et al.*, 2007b], os únicos estudos no país que utilizaram modelos numéricos para a estimativa da qualidade do ar e da exposição das populações abrangidas, com o objectivo de avaliar os impactes na saúde da população da região urbana do Porto ao nível local e ao nível urbano.

Apesar de a investigação em curso na Europa e em Portugal reflectir a preocupação da comunidade científica com as questões da poluição atmosférica ligadas aos seus efeitos na saúde humana, denota-se a necessidade de uma maior interligação das várias áreas de investigação – meteorologia, emissões e qualidade do ar, exposição e saúde humana. A modelação numérica, em crescente desenvolvimento, melhoramento, adaptação e aproximação à realidade, apresenta-se como uma ferramenta útil ao apoio e fomento de estratégias integradas para a protecção da saúde humana contra os efeitos adversos da poluição atmosférica.

1.3. Objectivos e metodologia

Identificada a necessidade de desenvolver um modelo de mesoscala que, por um lado, integre a química da atmosfera e as variáveis termodinâmicas e que, por outro, faça a ligação aos poluentes atmosféricos e à epidemiologia, torna-se evidente a integração de todas estas vertentes num mesmo sistema de base.

Este trabalho, na área das ciências aplicadas ao ambiente, pretende ser um contributo para a interligação Ambiente-Saúde, debruçando-se sobre o estudo do impacto dos poluentes atmosféricos e seus efeitos ao nível da saúde humana. Baseou-se em instrumentos existentes para a modelação numérica meteorológica e de qualidade do ar à

escala regional como um meio para a estimativa da exposição humana a poluentes atmosféricos. Assim, tem como objectivos primordiais o desenvolvimento de um módulo de cálculo de exposição articulado com um sistema de modelos de meteorologia e qualidade do ar, e a aplicação do sistema integrado a Portugal Continental para detecção de zonas de especial vulnerabilidade, contribuindo para a avaliação dos efeitos de curto prazo e longo prazo da poluição atmosférica na exposição e saúde humana.

A primeira fase do trabalho, apresentada nos Capítulos 2 e 3, consistiu na recolha de informação bibliográfica com a finalidade de caracterizar o estado do conhecimento ao nível internacional relativamente à qualidade do ar e exposição, e conhecer os instrumentos legais comunitários e nacionais em matéria de ambiente e saúde.

Para atingir o objectivo final de modelação da exposição humana a poluentes atmosféricos, seleccionou-se um modelo meteorológico e um modelo químico, com base nos seus fundamentos e características, adequadas ao objectivo pretendido. Implementou-se, testou-se e validou-se o sistema de qualidade do ar composto pelos dois modelos escolhidos, e fez-se a sua adaptação para uma simulação de longo prazo. Esta metodologia é apresentada no Capítulo 4 e constituiu o alicerce para o módulo de cálculo de exposição.

O Capítulo 5 incide na modelação da exposição humana a poluentes atmosféricos. Descreve os princípios que estiveram na base do desenvolvimento e formulação do módulo de exposição e apresenta a sua estrutura. Neste capítulo expõem-se as aplicações de estimativa da exposição humana por métodos directos e por métodos indirectos que foram realizadas ao longo do trabalho de doutoramento, nomeadamente as relacionadas com a influência da ocorrência de incêndios florestais na qualidade do ar e saúde. Como caso de estudo central, e tendo em conta o objectivo principal da tese, destaca-se a utilização do sistema de modelação da qualidade do ar e do módulo de exposição desenvolvido para a estimativa indirecta da exposição humana da população de Portugal Continental e da Aglomeração do Porto Litoral.

Finalmente, no Capítulo 6, referem-se as principais conclusões do estudo, evidenciando por um lado, o seu carácter inovador, e por outro, as limitações que um trabalho nesta temática apresenta, que representam um incentivo à prossecução de estudos nesta área de interface Ambiente-Saúde.

2. Qualidade do Ar e Saúde

Um adulto necessita, em média, de 14 kg de ar por dia, comparativamente a 1,4 kg de comida e 2 l de água. O ar é um elemento de consumo obrigatório pelo ser humano. Pode-se sobreviver 5 semanas sem comida, 5 dias sem água mas não mais de 5 minutos sem ar! O ar é essencial aos sentidos da visão, olfacto e audição, e a poluição a ele associada afecta os dois primeiros [Stern, 1977].

O ar respirado contém uma vasta gama de poluentes atmosféricos, derivados de fontes emissoras industriais, domésticas e comerciais e de veículos motorizados, e maioritariamente produzidos por processos de combustão. Dado que os níveis destes poluentes determinam a qualidade do ar, e, por outro lado, estes compostos constituem um risco para a saúde humana, nomeadamente ao nível do sistema respiratório e cardiovascular, é evidente a relação Qualidade do Ar - Saúde.

Os efeitos da poluição do ar na saúde são o resultado de uma cadeia de eventos (Figura 2.1) que incluem a emissão de poluentes, o transporte desses poluentes através da atmosfera, a dispersão e a transformação, até ao contacto e absorção por um ou vários órgãos de um ser humano.



Figura 2.1 – Cadeia de eventos associados à poluição atmosférica, das causas até aos efeitos na saúde.

Assim, para a avaliação dos possíveis riscos da poluição do ar para a saúde humana, é necessário conhecer, em primeiro lugar, a origem, as características e os efeitos dos poluentes atmosféricos.

2.1. Poluentes Atmosféricos

O ar puro é constituído por oxigénio (21%) e azoto (78%), e alguns gases raros como o argón (0,93%). O dióxido de carbono (0,03%) e o vapor de água (superior a 4% em volume) são os restantes constituintes principais. O oxigénio (O₂) é produzido pelas plantas, como um produto da fotossíntese, dando à atmosfera o carácter oxidante [Stern *et al.*, 1984; Seinfeld e Pandis, 1998].

Os poluentes atmosféricos (gases ou partículas) dividem-se em poluentes primários, que são emitidos directamente para a atmosfera por uma fonte emissora natural ou antropogénica, e os secundários, que resultam da transformação dos poluentes primários, através de reacções químicas dependentes das condições meteorológicas e/ou da presença de radiação solar [Alley *et al.*, 1998].

2.1.1. Poluentes em fase gasosa

O ozono (O₃) é o oxidante fotoquímico mais importante na troposfera. É formado a partir de reacções químicas na presença da luz solar, e de poluentes precursores como NO_x e COV (compostos orgânicos voláteis). Na vizinhança de importantes fontes emissoras de NO_x, onde abunda o monóxido de azoto (NO), o O₃ é consumido, segundo a reacção: $\text{NO} + \text{O}_2 = \text{NO}_2 + \text{O}_3$. Em condições atmosféricas típicas, esta reacção ocorre em poucos segundos, levando à conversão completa de todo o O₃ em NO₂ com um excesso de NO que não reage ou à transformação de todo o NO em NO₂, com excesso de O₃. Esta última situação ocorre usualmente em atmosferas poluídas [Derwent, 1999]. Consequentemente, as concentrações de O₃ são mais baixas em ambientes tipicamente urbanos e mais elevadas em meios suburbanos ou rurais. Por outro lado, o O₃ é também considerado como um poluente transfronteiriço, dado que pode ser transportado pelas massas de ar a longas distâncias. Como consequência da sua origem fotoquímica, o O₃ apresenta padrões sazonais e diurnos, com concentrações mais elevadas no Verão e durante a tarde. A correlação do O₃ com outros poluentes depende da estação do ano e do local [OMS, 2003].

O NO₂ é portanto, em grande parte, derivado da oxidação do NO que, por sua vez, resulta das emissões de combustão, maioritariamente nos motores dos veículos. O NO₂ é então um bom indicador do tráfego rodoviário. Este poluente participa também em diversos processos de transformação na atmosfera, que levam, por exemplo, à formação de O₃ e de outros oxidantes fortes que participam na conversão do NO₂ em ácido nítrico, e do SO₂ em ácido sulfúrico, e consequentemente em reacções de neutralização que levam à formação de sais de amónio. Assim, através da sequência de reacções fotoquímicas iniciadas pela activação do NO₂ induzida pela radiação solar, os poluentes gerados são uma importante fonte de nitratos, sulfatos e aerossóis orgânicos, que contribuem significativamente para a fracção da matéria particulada. Estas relações são apresentadas

esquemáticamente na Figura 2.2. Tal facto leva a considerar o NO_2 como um precursor de uma vasta gama de poluentes secundários.

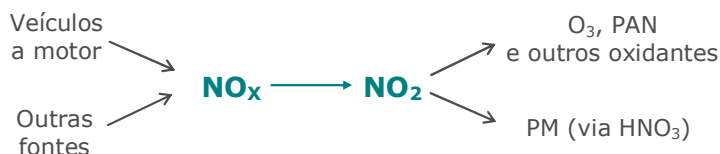


Figura 2.2 - Produção de NO_2 e outros compostos a partir dos óxidos de azoto emitidos [OMS, 2003].

O monóxido de carbono (CO) é essencialmente resultado da combustão incompleta de combustíveis fósseis. Os transportes rodoviários são o sector que mais contribui para as suas emissões; pode ser também formado por oxidação de poluentes orgânicos, tais como o metano. Por ser emitido junto ao solo e difundir-se rapidamente na atmosfera ou ser destruído por reacção fotoquímica, a sua concentração diminui com a distância às fontes de emissão.

As concentrações deste poluente na atmosfera podem atingir níveis elevados nas estradas movimentadas das cidades, especialmente quando o tráfego é intenso, em horas de ponta, túneis e ruas estreitas, onde a presença de edifícios de ambos os lados da rua dificulta a dispersão [Derwent, 1999].

A transformação química que ocorre na atmosfera caracteriza-se, então, essencialmente por processos de oxidação, envolvendo principalmente compostos de carbono, azoto, e enxofre. Dependendo da forma em que ocorrem, as reacções químicas são classificadas como homogéneas, sob a forma gasosa, ou como heterogéneas, quando se dão à superfície ou no interior de uma gotícula/partícula (fase gás-sólido ou gás-líquido).

A remoção de compostos da atmosfera abrange dois processos: deposição seca e deposição húmida. A solubilidade dos gases influencia o seu processo de remoção. O SO_2 e o NO_2 são suficientemente solúveis para se dissolverem na água associada à formação de gotas de chuva nas nuvens, sendo removidos pela deposição húmida de gotas líquidas na forma de chuva ou nevoeiro. Os gases menos solúveis, como o O_3 e os hidrocarbonetos, são removidos por transporte para a superfície terrestre, onde se difundem [Stern *et al.*, 1984].

Informação mais detalhada sobre a química da atmosfera relativa a poluentes gasosos pode ser encontrada em [Seinfeld e Pandis, 1998; Derwent, 1999; Brasseur *et al.*, 1999].

2.1.2. Poluentes em fase particulada

Para além dos gases, na atmosfera existe também material particulado, como uma mistura de partículas sólidas, líquidas ou sólidas e líquidas suspensas no ar. Estas partículas suspensas variam em origem, composição, forma e tamanho.

As propriedades físicas das partículas incluem o seu número, a concentração, a massa, a dimensão, a composição química e as propriedades ópticas. A determinação da dimensão das partículas reveste-se de especial importância, uma vez que muitas das suas propriedades, como o volume, a massa e a velocidade de deposição, dependem dessa característica. Para além disso, a dimensão das partículas permite identificar os processos químicos e fontes emissoras que lhes dão origem, bem como aferir o seu grau de influência na saúde e no clima [Seinfeld e Pandis, 1998; Almeida, 2004].

A dimensão das partículas atmosféricas está normalmente associada ao seu raio ou diâmetro, o que implica uma geometria esférica. No entanto, muitas partículas na atmosfera possuem formas irregulares, nas quais o raio e o diâmetro não têm significado. Assim, a dimensão das partículas é expressa em diâmetro aerodinâmico (DA), que depende das suas propriedades físicas e não da sua geometria. O DA equivale ao diâmetro de uma esfera de densidade unitária (1 g.cm^{-3}) com uma velocidade de deposição igual à velocidade de deposição da partícula considerada. A dimensão das partículas atmosféricas pode variar entre poucos nanómetros até às centenas de micrómetros. [Seinfeld e Pandis, 1998]. Uma vez na atmosfera, as partículas podem alterar a sua dimensão e composição, através de processos de condensação de espécies gasosas, evaporação, coagulação, reacções químicas ou através da sua activação, na presença de água supersaturada, para formar nevoeiro ou gotas em nuvens.

Dada a sua complexidade e importância do tamanho das partículas na determinação de exposição humana e dose, existem outras classificações para os compostos particulados de acordo com o processo de amostragem e análise ou com o local onde se depositam no corpo humano. Do primeiro tipo de classificação são exemplos os termos “material particulado em suspensão”, “material particulado total”, “fumo negro”. Por outro lado, se as partículas entram no corpo humano passando apenas a parte superior do aparelho respiratório (nariz e boca) têm-se como “partículas inaláveis”, no caso de se depositarem na parte inferior, denominam-se “partículas torácicas” e serão “partículas respiráveis” se penetrarem na região de troca de gases no pulmão.

2.1.2.1. Formação e composição do material particulado

A matéria particulada representa uma mistura complexa de compostos orgânicos e inorgânicos, sob a forma sólida ou líquida. O seu tamanho, massa e composição determinam a divisão em dois grandes grupos: fracção fina e fracção grosseira. De acordo com os processos de formação que lhes dão origem e características físicas e químicas, $1 \text{ }\mu\text{m}$ é o DA que separa essas duas fracções [Seinfeld e Pandis, 1998].

Uma outra convenção, relacionada com a saúde humana, define $2,5 \text{ }\mu\text{m}$ como o DA que separa a fracção fina da fracção grosseira. A fracção fina é então denominada por $\text{PM}_{2,5}$, e compreende as partículas até $2,5 \text{ }\mu\text{m}$ de diâmetro aerodinâmico equivalente [Seinfeld e Pandis, 1998]. Apesar da maior parte da massa de material particulado se englobar na fracção fina, entre $0,1$ e $2,5 \text{ }\mu\text{m}$, o maior número de partículas encontra-se na gama de

tamanhos muito pequenos, abaixo de $0,1\ \mu\text{m}$. Este grupo contribui escassamente para a massa total da fracção fina, mas com cerca de 90% para o número total de partículas da fracção fina. A fracção ultrafina ($< 1\ \mu\text{m}$) resulta de nucleação, ou seja, da condensação de substâncias de baixa pressão de vapor formadas por vaporização a elevadas temperaturas ou por reacções químicas na atmosfera. As partículas resultantes de processos de nucleação crescem por coagulação ou por condensação. A condensação é mais eficaz para um elevado número de partículas e a coagulação é mais eficiente para áreas superficiais maiores. Assim, a eficiência de coagulação e condensação diminui com o aumento do tamanho da partícula, daí que haja um limite superior, de $1\ \mu\text{m}$, acima do qual o crescimento das partículas não se dá eficazmente por estes processos.

As partículas sub-micrométricas podem ser produzidas pela condensação de metais ou compostos orgânicos vaporizados em processos de combustão a elevadas temperaturas. Podem também ser formadas pela condensação de gases convertidos em substâncias com baixa pressão de vapor através de reacções químicas na atmosfera. Por exemplo, o dióxido de enxofre (SO_2) é oxidado na atmosfera formando ácido sulfúrico (H_2SO_4), que pode ser neutralizado pelo amoníaco (NH_3) para produzir sulfato e bissulfato de amónio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ e NH_4HSO_4). O NO_2 é oxidado a HNO_3 , que pode reagir com o NH_3 e formar NH_4NO_3 . As partículas produzidas pelas reacções intermediárias dos gases na atmosfera são denominadas, como já foi referido, por partículas secundárias [Seinfeld e Pandis, 1998].

Os sulfatos, nitratos e aerossóis orgânicos são os constituintes principais da fracção secundária das partículas finas de origem natural. Os sulfatos de origem natural são formados por oxidação de gases sulfurosos (e.g. emitidos por vulcões). A matéria orgânica e sulfatos são os compostos que mais contribuem para as concentrações mássicas de PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$, excepto em locais adjacentes a vias de tráfego rodoviário, onde as poeiras de origem mineral contribuem fortemente para os níveis de PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$. Os nitratos podem também apresentar um contributo significativo quando esses níveis excedem $50\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ [González, 2002]. O carbono negro representa normalmente 5 a 10% de $\text{PM}_{2,5}$, e um pouco menos em PM_{10} . No entanto essa percentagem aumenta para 15-20% em locais de tráfego [Putaud *et al.*, 2004].

As partículas grosseiras ($> 2,5\ \mu\text{m}$) são produzidas mecanicamente através da quebra de partículas sólidas maiores. A maior parte destas partículas é formada por processos mecânicos, como a erosão do solo ou a rebentação de ondas do mar, e é composta essencialmente pelos elementos Si, Al, Ca, Fe, Mn, Na, Cl e K. Apesar disso, nesta fracção podem também ser encontradas partículas secundárias, formadas essencialmente pela interacção química de gases com partículas primárias de origem mineral ou marinha. Exemplo disso, é a reacção do ácido nítrico gasoso com o carbonato de cálcio ou com sais marinhos, resultando na formação de nitrato de cálcio ou de nitrato de sódio, respectivamente [Seinfeld e Pandis, 1998]. A fracção grosseira pode ainda incluir poeiras suspensas de processos agrícolas, estradas não pavimentadas, ou operações de extracção

mineira. Os grãos de pólen, os materiais da crosta terrestre, as poeiras suspensas de estradas e indústrias, partes de plantas e insectos estão também incluídos nesta fracção.

2.1.2.2. Origem do material particulado

As partículas atmosféricas são emitidas por uma grande variedade de fontes naturais e antropogénicas. A natureza da fonte influencia tanto as propriedades físicas (ex: massa, tamanho, densidade) como a composição química das partículas.

Uma vez emitidas ou formadas na atmosfera, as partículas são sujeitas a remoção da atmosfera através de vários processos que determinam o tempo de vida atmosférico das mesmas. As partículas grosseiras são removidas da atmosfera por sedimentação e precipitação (o tempo de residência para partículas $> 20 \mu\text{m}$ é de várias horas enquanto que passa a ser de 2-4 dias para partículas de $2-3 \mu\text{m}$). Partículas na gama $0,1-1 \mu\text{m}$ (modo de acumulação) exibem um tempo de residência na atmosfera mais longo, variando de dias a alguns meses [CAFE WG, 2004]. As partículas primárias originadas pela combustão e os aerossóis secundários são normalmente encontrados nesta gama de tamanhos. Consequentemente, estas partículas têm um tempo de residência elevado e como resultado podem ser transportadas a longas distâncias (da ordem de vários milhares de km).

A Figura 2.3 representa esquematicamente a emissão, dispersão e transporte de PM, destacando as suas diversas fontes e sumidouros. As zonas rurais e urbanas constituem importantes fontes de aerossóis antropogénicos e seus precursores. As partículas mais grosseiras emitidas nestes ambientes são removidas da atmosfera por sedimentação na proximidade da sua zona de emissão, enquanto as mais finas tendem a ser transportadas a longas distâncias.

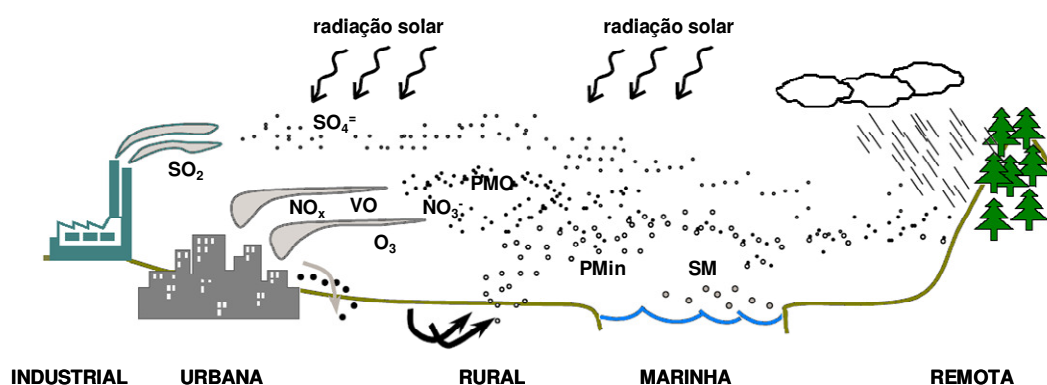


Figura 2.3 – Fontes de emissão de PM naturais e antropogénicas, dispersão e transporte (VO: vapores orgânicos, PMO: PM orgânica, PMin: partículas minerais, SM: spray marinho) (adaptado de [González, 2002]).

Fontes Naturais

As fontes principais de precursores de aerossóis orgânicos secundários ocorrem em grandes zonas florestadas, onde quantidades significativas de vapores orgânicos, como o

isopreno e monoterpenos, são emitidas por exsudação das plantas. As fontes biogénicas de PM primária dão origem aos bioaerossóis, constituídos por resíduos vegetais, pólen, esporos e, em menor quantidade, microrganismos [González, 2002].

Em zonas específicas de áreas costeiras da UE, a contribuição marinha pode representar uma fracção importante dos níveis de PM_{10} . O spray marinho é principalmente gerado, por acção do vento sobre a superfície do oceano levando ao destacamento de pequenas gotas e pela rebentação das ondas nas áreas costeiras. É constituído principalmente por cloreto de sódio e sulfatos [González, 2002]. A composição química do aerossol analisada numa área suburbana a norte de Lisboa revelou uma contribuição de 20% em massa do spray marinho nos níveis de $PM_{2,5}$, e indicou que os níveis mais elevados de PM ocorreram durante um episódio de origem Sul Continental caracterizado pelo transporte de partículas minerais do interior da Península Ibérica e dos desertos do Norte de África [Almeida *et al.*, 2005].

Estudos realizados na última década concluíram que as emissões de origem natural têm um contributo não desprezável e que poderão constituir uma parte significativa dos níveis de partículas medidos no Sul da Europa, mesmo em áreas urbanas. As contribuições da poeira de origem mineral para os níveis ambientais de PM_{10} podem ser provenientes da ressuspensão local de solos áridos, ou do transporte a longa distância de grandes regiões áridas distantes. As emissões vulcânicas são também uma fonte de partículas primárias de origem mineral [Rodriguez *et al.*, 2001]. Na Tabela 2.1 resumem-se os dados publicados por Querol *et al.* [2004] relativamente às fracções médias de PM_{10} e $PM_{2,5}$ de origem natural, determinadas através de medições efectuadas em Espanha, em estações de tráfego, urbanas e rurais. Em termos quantitativos, os mesmos autores concluíram que em locais costeiros, o aerossol marinho pode atingir níveis médios de $7 \mu\text{g.m}^{-3}$. A matéria particulada de origem mineral natural pode atingir níveis médios entre 5 e $11 \mu\text{g.m}^{-3}$, em estações de tráfego e urbanas, respectivamente.

A acção erosiva do vento sobre o solo em regiões áridas conduz à ressuspensão de partículas, sendo que as inferiores a $10 \mu\text{m}$ poderão ser transportadas a longas distâncias, podendo viajar mais de 5 000 km [Seinfeld e Pandis, 1998].

Tabela 2.1 - Avaliação do contributo natural nos níveis de PM_{10} e $PM_{2,5}$ medidos em Espanha em vários tipos de estações de qualidade do ar.

	Fracção de origem natural	
	PM_{10}	$PM_{2,5}$
Estações de tráfego	17%	11%
Estações urbanas de fundo	24%	16%
Estações rurais	38%	26%

A possibilidade de ocorrer contaminação de origem natural com poeiras minerais merece ser investigada a uma escala espacial mais ampla. De facto, uma das causas mais apontadas para a ocorrência de partículas de origem natural no Sul da Europa, e em particular na bacia do Mediterrâneo, tem sido a poeira transportada do Norte de África com origem nos desertos do Sahara e Sahel [Querol *et al.*, 1998; Hamonou *et al.*, 1999; González, 2002; Querol *et al.*, 2004; Rodriguez *et al.*, 2001]. Um exemplo deste fenómeno pode ser observado na imagem de satélite do dia 28 de Fevereiro de 2000 (Figura 2.4), em que a nuvem de partículas com origem em África se estende pelo Atlântico, atingindo o território nacional, demonstrando a intensidade do evento.

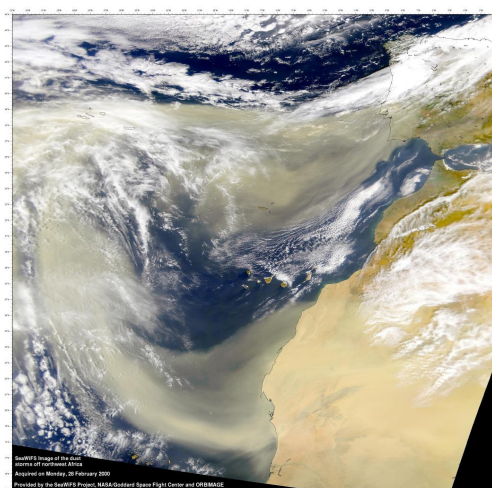


Figura 2.4 – Imagem de satélite do dia 28 de Fevereiro de 2000 [URL 2].

Em Portugal, tal como noutros países do Sul da Europa, o aumento da ocorrência, dimensão e intensidade de incêndios florestais nos últimos anos, tem vindo a gerar preocupação. A ocorrência de fogos florestais pode originar um aumento das concentrações de material particulado na atmosfera, uma vez que as partículas são um dos poluentes emitidos por este tipo de fontes. Os fogos são também responsáveis pela emissão de outros gases como óxidos de azoto (NO_x), compostos orgânicos voláteis (COV), e amoníaco (NH_3), que podem ser precursores da formação de $\text{PM}_{2.5}$ secundário [Miranda *et al.*, 2005].

Fontes antropogénicas

Em ambiente urbano, as partículas primárias são emitidas como resultado, quer de processos de combustão quer de tráfego rodoviário, sendo maioritariamente constituídas por carbono elementar e vários compostos orgânicos e inorgânicos. As partículas geradas mecanicamente pelo tráfego automóvel são partículas grosseiras, enquanto que as partículas primárias emitidas pela exaustão dos veículos são partículas finas [Kuhns *et al.*, 2003].

As várias actividades de construção civil geram emissões significativas de matéria particulada para a atmosfera, mais precisamente de poeiras emitidas pelas acções

mecânicas das máquinas com a superfície, do movimento de veículos, do manuseamento de materiais, e ainda da acção do vento sobre o solo. As actividades industriais tais como a indústria cimenteira, cerâmicas e fundições constituem outras fontes típicas de partículas primárias. As grandes áreas agrícolas e a queima de combustíveis fósseis e de biomassa, além de emitirem partículas primárias, são importantes fontes de vapores orgânicos, sendo estes precursores de aerossóis orgânicos secundários de origem antropogénica [Almeida, 2004].

Na Tabela 2.2 estão reunidas as principais características das partículas finas e grosseiras, no que se refere aos processos que lideram a sua formação, à sua composição, solubilidade, fontes, tempos de residência na atmosfera e distância a que podem ser transportadas.

Tabela 2.2 - Características das partículas finas e grosseiras. Adaptado de [Seinfeld e Pandis, 1998].

	Partículas finas	Partículas Grosseiras
Processos de formação	Reacções químicas Nucleação Condensação Coagulação	Acções mecânicas Suspensão de poeiras
Composição	Sulfato Nitrato Amónio Ião de hidrogénio Carbono elementar Carbono orgânico Água Metais (Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe, entre outros)	Poeiras ressuspensas Cinzas Elementos com origem mineral (Si, Al, Ti, Fe) CaCO ₃ , NaCl Pólen, esporos Pedacos de plantas e animais Material resultante do desgaste de pneus
Solubilidade	Muito solúvel higroscópico	Muito insolúvel não higroscópico
Fontes	Combustão (carvão, fuel, gasolina, diesel, madeira) Conversão gás partícula de NO _x , SO ₃ e COVs Fundições	Ressuspensão do solo (indústria, agricultura, vias não pavimentadas) Fontes biológicas Construção e demolição Spray do oceano
Tempo de residência	Dias a semanas	Minutos a dias
Distância de transporte	Centenas a milhares de km	Dezenas a centenas de km

De forma a sistematizar e sumariar o que foi referido relativamente à formação e origem dos constituintes gasosos e particulados da atmosfera, a Figura 2.5 esquematiza os principais processos que levam à geração de aerossóis orgânicos e inorgânicos, bem como a relação entre estes e os associados à formação de O₃ e seus precursores.

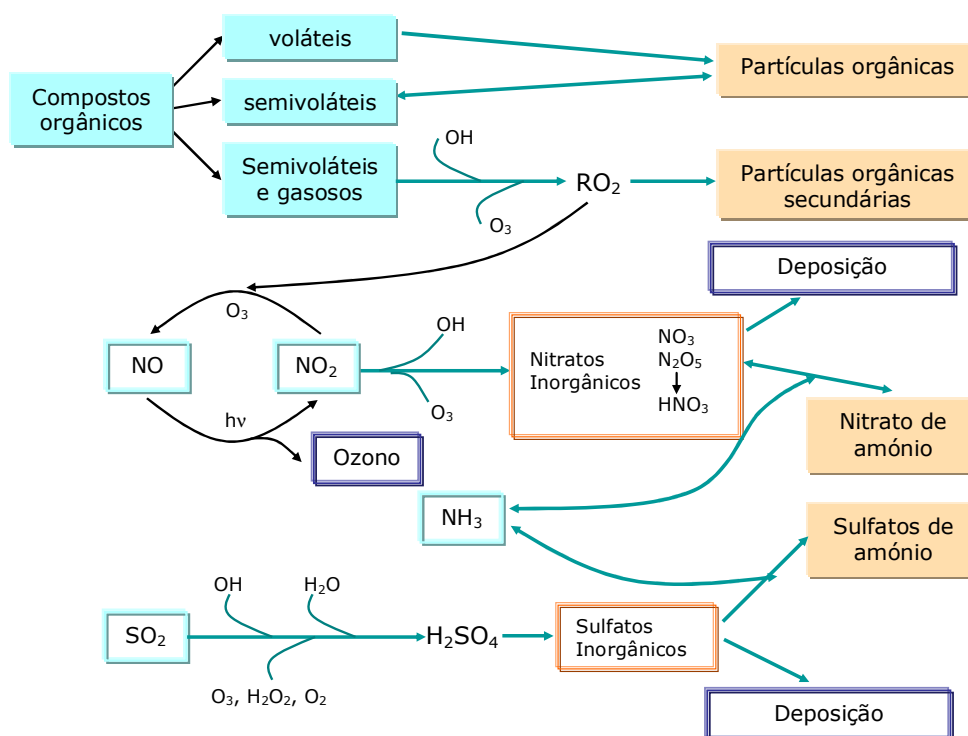


Figura 2.5 – Inter-relações químicas entre os processos de formação de O₃ e PM (a azul claro os principais precursores, a laranja os componentes das partículas secundárias). Adaptado de [NARSTO, 2004].

2.2. Exposição Humana a poluentes atmosféricos

A exposição humana é o elo de ligação entre o ambiente que nos rodeia e a saúde humana. Para uma percepção realista dos riscos para a saúde humana e para a implementação de uma estratégia de controlo dos mesmos, é imprescindível uma estimativa precisa da exposição humana a contaminantes ambientais [IPCS, 2000].

2.2.1. Definição de exposição

Exposição humana, ou simplesmente, exposição, pode-se definir como o evento que ocorre quando um indivíduo está em contacto com um poluente [Duan, 1982; Ott, 1982].

É importante distinguir concentração e exposição. Concentração é uma característica física do ambiente num dado local e tempo, enquanto que exposição descreve a interacção entre o ambiente e um ser vivo. Para haver exposição é necessário que a concentração de um poluente num dado local seja não nula e que, simultaneamente, um indivíduo esteja presente nesse local [Sexton e Ryan, 1988].

A definição de exposição apresentada refere-se a uma ocorrência instantânea entre uma pessoa *i* (ou um grupo de pessoas) e um poluente com concentração *c*, num instante determinado. Quando se toma em linha de conta a duração da exposição, obtém-se uma exposição integrada, calculada pelo integral da concentração em ordem ao tempo.

Exposição não implica necessariamente inalação ou ingestão do poluente, está apenas relacionada com os níveis de poluentes no ambiente. No entanto, a partir do momento em que o poluente atravessa uma fronteira física (pele, células epiteliais) é usado o conceito de dose. Dose é a quantidade de material absorvido ou depositado no corpo durante um dado intervalo de tempo e medido em unidades de massa [Monn, 2001].

Pode-se definir exposição total como o contacto de uma pessoa com a poluição provocada pelas várias fontes e por qualquer meio físico, o que significa qualquer tipo de exposição a um dado tipo de poluição [Hertel *et al.*, 2001], restringindo-se no caso deste trabalho à exposição à poluição atmosférica.

Há três aspectos importantes subjacentes ao conceito de exposição humana. A magnitude da exposição que está relacionada com a concentração do poluente em estudo, a duração da exposição que indica o tempo que o indivíduo está em contacto (exposto) com essa concentração, e por fim a frequência com que esse tipo de exposição ocorre.

Usualmente, as variáveis exposição e número de indivíduos expostos são mensuráveis. No entanto poderá não ter significado integrar a exposição pela população. Nos casos em que um dado número de pessoas estão expostas à mesma concentração no mesmo período de tempo, a exposição da população é simplesmente dada pela multiplicação da exposição individual pelo número de pessoas. Conceptualmente, exposição da população é a intersecção entre a poluição atmosférica e a densidade populacional, tal como ilustra a Figura 2.6 [OMS, 1999].



Figura 2.6 – Definição de exposição como sendo a interacção entre os campos de concentração numa dada área e a densidade da população dessa área [OMS, 1999].

Dado que a poluição atmosférica e a densidade da população não são variáveis estáticas no tempo e no espaço, o cálculo da exposição humana pode tornar-se tanto mais complexo quanto maior o número de factores a não desprezar. Basta supor que a população, consoante a faixa etária, o tipo de actividade que exerce, e o local onde vive, tem padrões diários distintos. Por outro lado, a variação espacial e temporal dos níveis ambientais está condicionada pelo poluente em estudo. Há poluentes atmosféricos que têm um comportamento mais regional, e que, por conseguinte, as suas concentrações

não variam significativamente à escala local, enquanto que outros, que têm origem principalmente nos grandes centros urbanos, variam consideravelmente no espaço e no tempo. Estas variações na qualidade do ar estão, portanto, directamente relacionadas com a localização das fontes emissoras, sejam elas fontes pontuais (como as grandes fontes industriais), fontes em linha, em área (onde se podem incluir as pequenas e médias indústrias) ou o tráfego, uma fonte relevante principalmente nas grandes cidades.

A utilização de dados de qualidade do ar, medidos em estações de monitorização ou simulados por modelos numéricos de dispersão de poluentes, para estimar a exposição leva à obtenção de uma exposição potencial da população, uma vez que se relaciona com níveis de poluentes no ambiente exterior, e a população não passa todo o seu tempo exposta ao ar ambiente exterior.

2.2.2. Exposição interior e exterior

A população em geral, e especialmente a que reside em áreas urbanas, passa 80 a 90% do tempo em ambientes interiores, como a casa, o escritório, a escola, locais públicos comerciais ou administrativos, e também no interior de veículos ao deslocar-se de e para estes ambientes. Durante um dia, um indivíduo pode distribuir o seu tempo passando por todos estes ambientes, denominados habitualmente por microambientes. Um microambiente é definido como um espaço tridimensional onde os níveis ambientais dos poluentes atmosféricos num dado instante são uniformes, ou estatisticamente constantes, no espaço. O interior de uma casa, escritório ou de um automóvel, uma área urbana suburbana ou rural, são exemplos de microambientes [Sexton e Ryan, 1988].

Em estudos epidemiológicos, esta variação diária de ocupação é designada por padrão de actividade-tempo (*time-activity pattern*). Tendo em conta o tempo passado num local, a residência é o microambiente principal, dado que aproximadamente dois terços do tempo da população são passado em casa. O local de trabalho é o segundo microambiente mais relevante, representando um terço a um quarto do perfil diário. Os outros microambientes são menos importantes em termos de tempo alocado, no entanto quando neles se registam concentrações elevadas de um agente ambiental, as suas contribuições para a exposição, nomeadamente para picos de exposição de curta duração, podem ser elevadas [IPCS, 2005].

A Figura 2.7 apresenta, a título de exemplo, quatro tipos de padrão de actividade-tempo correspondentes a quatro tipos diferentes de indivíduos de uma mesma população. O exemplo mostra que os reformados passam a maior parte do dia em casa, visitando outros ambientes entre as 10 e as 13h e entre as 17 e as 19h, aproximadamente. Em oposição, as crianças passam apenas 55% do dia em casa (das 17h às 8h). Uma pequena percentagem do dia é passada noutros ambientes interiores e exteriores: 10 % no caso dos trabalhadores e 35% para as domésticas.

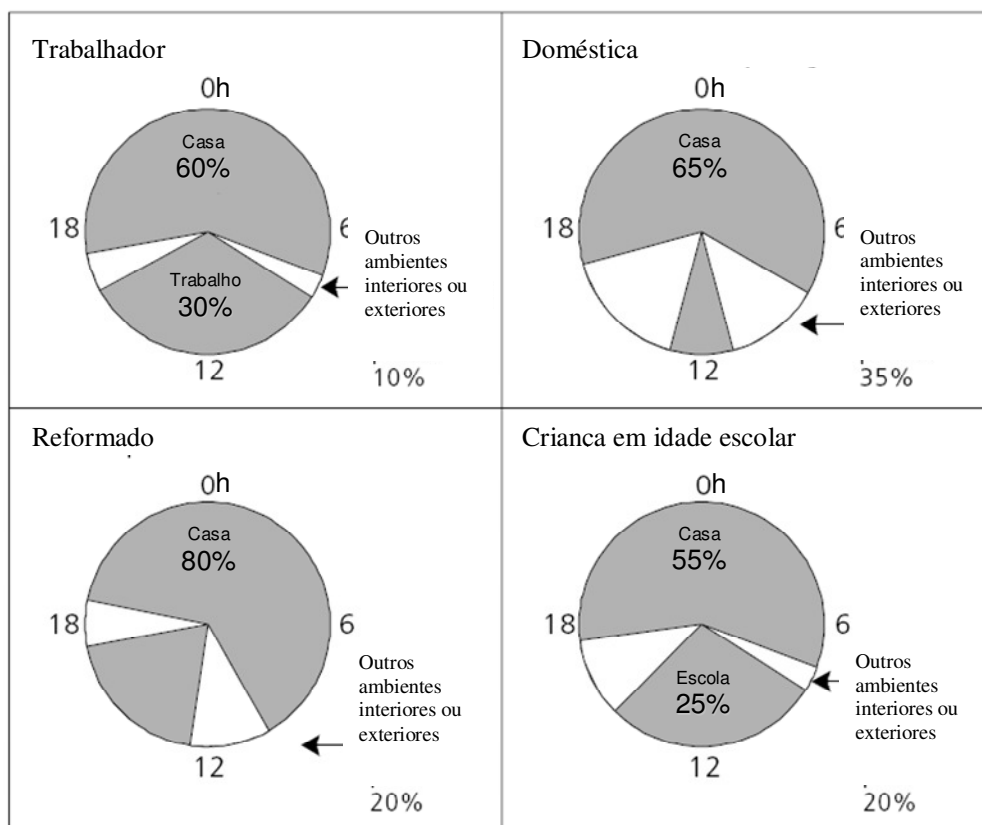


Figura 2.7 - Exemplos de perfis de actividade-tempo para as 24 horas de um dia típico [OMS, 1999].

De forma a obter uma exposição efectiva, aproximada da real, é necessário considerar que as concentrações de poluentes no interior dos edifícios diferem das verificadas no exterior, tal como é apresentado esquematicamente na Figura 2.8.

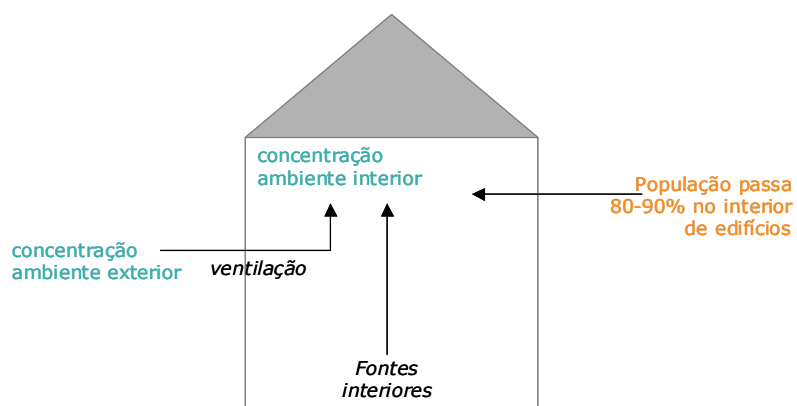


Figura 2.8 – Relação entre a concentração ambiental e a exposição efectiva, tendo em conta que as pessoas passam a maior parte do tempo no interior [OMS, 1999].

Dada a importância do conhecimento dos níveis ambientais no interior para a determinação da exposição, têm-se vindo a desenvolver métodos de medição de concentrações de poluentes no ar interior, que passam pelo recurso à modelação ou pela instalação de analisadores em contínuo nos locais de interesse, pela utilização de amostradores passivos ou pela realização de amostragens pontuais. Estes dois últimos métodos, após análise das amostras em laboratório, permitem obter uma concentração média para o período de amostragem que, dependendo do poluente, poderá ir de dois dias a uma ou duas semanas para os filtros passivos, e ser de algumas horas para os amostradores pontuais, como os amostradores de baixo ou elevado caudal para partículas, sacos de Tedlar para gases, entre outros.

Para alguns poluentes, pode-se estabelecer uma relação relativamente simples entre as suas concentrações no interior e no exterior, a partir de dados experimentais, como é o caso das partículas $PM_{2.5}$ e PM_{10} , em que normalmente os níveis registados no interior são inferiores às concentrações no ar ambiente [Hertel *et al.*, 2001].

No entanto, para outros poluentes e em determinadas condições, as fontes emissoras interiores podem dominar sobre as fontes exteriores e determinar os níveis de poluentes no interior, e consequentemente a exposição. As fontes interiores mais importantes incluem o fumo de tabaco, a combustão doméstica, os fornos de cozinha (incluindo os eléctricos), e a utilização de produtos químicos ou de equipamentos domésticos ou os próprios materiais de construção que os emitam. Este tipo de fontes pode afectar as concentrações de ambiente interior de monóxido de carbono, dióxido de azoto, partículas e compostos orgânicos voláteis [OMS, 1999].

Tal como para as partículas, os níveis interiores de NO_2 são também influenciados pelas concentrações ambientais exteriores e emissões dos processos de combustão a gás no interior. Cerca de 60 (± 10) % do NO_2 exterior penetra no interior. No entanto, o NO_2 é um gás moderadamente reactivo e decai rapidamente no interior, através de reacções químicas e de superfície.

No caso do ozono, por exemplo, os edifícios funcionam como filtros ao seu transporte para o interior, reduzindo assim a sua concentração. Os sistemas de ventilação dos edifícios influenciam fortemente a taxa de remoção dos poluentes. Quando as janelas estão abertas e a velocidade do vento é moderada, as concentrações interiores de poluentes aproximam-se dos níveis exteriores. Por outro lado, as fontes emissoras interiores de NO_x ou COVs contribuem também para a redução dos níveis de O_3 no interior. Um caso de estudo no Sudoeste da Califórnia mostrou que a razão média interior/exterior para o ozono em residências com janelas abertas é de 0,7 ($\pm 0,2$). Em casas com ar condicionado, no entanto, a razão média era muito baixa, cerca de 0,1. Tipicamente, as concentrações interiores de ozono são 10 a 30% do valor das exteriores [Lee *et al.*, 1999]

Com o intuito de estabelecer relações entre os níveis ambientais interior e exterior em residências, escritórios e restaurantes, para alguns poluentes atmosféricos como partículas, CO, CO₂, NO₂ e uma vasta gama de COVs, foram realizadas duas campanhas experimentais, uma de Verão e outra de Inverno, em duas cidades coreanas, Seul e Taegu. Os resultados permitiram verificar que a maioria dos COVs eram oriundos de fontes emissoras exteriores, como os veículos motorizados [Baek *et al.*, 1997].

Um outro ambiente alvo de estudos de ar interior são as escolas, onde as crianças e os jovens passam a maior parte do seu dia. Foram efectuadas medições de poluentes atmosféricos no exterior e interior de oito escolas em La Rochelle (França) e seus subúrbios. Durante duas semanas, em oito escolas com diferentes sistemas de ventilação (natural ou forçada) foram monitorizados em contínuo, no interior e no exterior, os poluentes O₃, NO e NO₂, material particulado em 15 fracções de tamanhos, de 0,3 a 20 µm [Poupard *et al.*, 2005]. Os resultados obtidos revelaram que a impermeabilidade do edifício à circulação do ar e os níveis de concentração no exterior influenciam as relações interior/exterior para o ozono. Por outro lado as concentrações interiores de ozono e partículas estão negativamente correlacionadas. Podem encontrar-se outros exemplos de relações interior-exterior obtidas experimentalmente em Monn [2001], Wu *et al.* [2005], Baek *et al.* [1997] e Chau *et al.* [2002].

Na ausência de resultados experimentais, vários investigadores recorrem a aproximações empíricas para a estimativa das concentrações de poluentes no interior dos edifícios [Burke *et al.*, 2001; USEPA, 1997; Gulliver and Briggs, 2004; Wu *et al.*, 2005]. Por exemplo, Dockery e Spengler [1981] demonstraram que a concentração média de um poluente estável durante um período suficientemente longo está relacionada com a sua concentração no exterior, pela expressão geral:

$$C_{\text{int}} = mC_{\text{ext}} + b \quad (\text{eq. 2.1})$$

em que $m = PA/(A + k)$ e $b = S/(V(A + k))$

onde: P é o factor de penetração do poluente ($0 \leq P \leq 1$)

A é a taxa de ventilação [T^{-1}]

k é a taxa de deposição no interior [T^{-1}]

V é o volume interior [L^3]

S é a taxa de emissão de fontes interiores

[$L^3.T^{-1}$] (unidades MLT – massa, comprimento, tempo)

O parâmetro m representa o factor de infiltração do poluente uma vez que traduz a relação interior/ exterior na ausência de fontes emissoras no interior, enquanto que b reflecte a contribuição de fontes de emissão interiores.

A relação apresentada pode ser aplicada a qualquer poluente e a qualquer ambiente interior desde que sejam conhecidos ou possam ser estimados os parâmetros necessários.

2.2.3. Determinação da exposição

A exposição pode ser determinada por métodos directos ou indirectos. Os métodos directos referem-se a medições mediante o uso de aparelhos individuais portáteis ou a medições de marcadores biológicos. Nos métodos indirectos a exposição é calculada combinando informação sobre as concentrações de determinado poluente em diferentes locais com a informação sobre o tempo que uma pessoa passa em ambientes específicos, já anteriormente referidos como microambientes.

Se a concentração de um poluente a que um indivíduo está exposto poder ser medida ou modelada e se o período de tempo de contacto com o poluente for conhecido, a exposição é determinada a partir destes dois parâmetros. Quando a concentração do poluente varia no tempo, a exposição total para um dado período de tempo, de t_1 a t_2 é dada pela equação 2.2.

$$E = \int_{t_1}^{t_2} C(t)dt \quad (\text{eq. 2.2})$$

A exposição média para esse intervalo de tempo é dada por $E/(t_2-t_1)$ [$M.L^{-3}$]. Usualmente assume-se que a concentração de um poluente é constante num microambiente j para o período de tempo Δt_j . Assim, a exposição para um dado microambiente é definida por:

$$e_j = C_j \Delta t_j \quad [M.L^{-3}.T] \quad (\text{eq. 2.3})$$

A exposição total integrada é a exposição que uma determinada pessoa experimenta relativamente a um dado poluente durante um dado intervalo de tempo, considerando todos os locais e actividades nele inseridos:

$$E_i = \sum_{j=1}^J e_j = \sum_{j=1}^J C_j t_{ij} \quad (\text{eq. 2.4})$$

onde E_i é a exposição total do indivíduo i durante o período de tempo específico, C_j é a concentração de poluente no microambiente j , t_{ij} é o tempo de permanência do indivíduo i no microambiente j , e J é o número total de microambientes.

Para obter a exposição total de uma população de I indivíduos (ind), somam-se as exposições individuais de cada um, como reflecte a expressão:

$$E_{pop} = \sum_{i=1}^I E_i = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J C_j t_{ij} = I \sum_{j=1}^J C_j t_j \quad [M.L^{-3}.T.ind] \quad (\text{eq. 2.5})$$

Finalmente, a exposição média da população é dada por:

$$\overline{E}_{pop} = \sum_{j=1}^J \overline{C_j t_j} \quad [\text{M.L}^{-3}.\text{T}] \quad (\text{eq. 2.6})$$

A partir desta equação pode-se obter a exposição média da população utilizando estimativas das concentrações do poluente atmosférico a que a população está exposta para o valor de C_j nos vários microambientes visitados, e os seus perfis de actividade de tempo para o calculo dos respectivos t_j [BEST, 1994].

2.3. Principais Efeitos na Saúde

A exposição humana à poluição atmosférica pode ter consequências para a saúde humana, especialmente em áreas urbanas onde os níveis de poluição são elevados devido às fracas condições de dispersão e à grande densidade de fontes poluidoras. Vários factores influenciam a saúde humana e, portanto, uma avaliação cuidada da exposição humana aos poluentes atmosféricos é crucial para determinar a relação entre a qualidade do ar e os efeitos na saúde humana.

Observa-se uma variabilidade natural da sensibilidade à poluição atmosférica por parte das populações. Genericamente, bebés prematuros, recém-nascidos, idosos e doentes são mais susceptíveis. Indivíduos com doenças crónicas pulmonares ou cardiovasculares são considerados um grupo de risco particular. Devido a esta grande variedade de sensibilidades à poluição atmosférica por parte de diferentes subgrupos de uma população, a recolha de dados relativos a efeitos na saúde de pessoas saudáveis não é tão relevante como as respostas dos indivíduos aparentemente mais sensíveis. O controlo da poluição atmosférica, tendo em conta os seus efeitos na saúde, deve então ter por base os grupos mais sensíveis, definidos em termos de idade e/ou estado de saúde [Stern, 1977].

Os efeitos da poluição atmosférica na saúde pessoal ou comunitária são:

- doença aguda ou morte;
- doença crónica, diminuição de esperança média de vida, desenvolvimento ou crescimento desequilibrado;
- alterações de funções fisiológicas essenciais;
- sintomas incómodos como irritação sensorial;
- armazenamento, no corpo, de materiais potencialmente nocivos;
- desconforto, odor, alteração da visibilidade, ou outros efeitos que causem incómodo ou levem o indivíduo a mudar de residência ou local de trabalho.

Recentemente, o comité da Sociedade Torácica Americana [ATS, 2000] identificou um largo espectro de efeitos agudos e crónicos na saúde, associados à poluição do ar, ao

nível do sistema respiratório, desde a morte por doença respiratória até à redução da qualidade de vida, incluindo alterações irreversíveis em funções fisiológicas. Na generalidade, a frequência de ocorrência de efeitos na saúde está inversamente relacionada com a sua severidade/gravidade (Figura 2.9), o que sugere que o impacto total excede a contribuição dos efeitos menos frequentes e mais severos, e em alguns casos pode ser dominado pelos menos severos mas mais frequentes.



Figura 2.9 – Pirâmide dos efeitos da poluição atmosférica na saúde humana (adaptado de [OMS, 2001]).

Dentro das grandes categorias mortalidade e morbilidade, existe uma diversidade de efeitos específicos que devem ser analisados e considerados para avaliação de impacto na saúde.

À medida que a sensibilidade de um indivíduo à exposição de poluentes aumenta, assim se denota também um incremento na severidade da resposta para uma dada exposição a um poluente. Por outras palavras, a resposta que resulta num efeito específico (por ex. entrada no hospital) ocorrerá para uma menor concentração de poluente num indivíduo sensível. A Figura 2.10 ilustra este modelo para dois indivíduos hipotéticos com diferentes sensibilidades. Pode-se inferir que a resposta média de uma população dependerá da distribuição de sensibilidades da população, e assim, os efeitos estimados para concentrações ambientais idênticas diferirão entre populações [OMS, 2001].

Os vários poluentes atmosféricos podem ter efeitos distintos na saúde humana dos indivíduos expostos. Referem-se de seguida os efeitos provocados pelos poluentes mais comuns: CO, O₃, SO₂, NO₂, material particulado (PM₁₀ e PM_{2.5}) e benzeno.

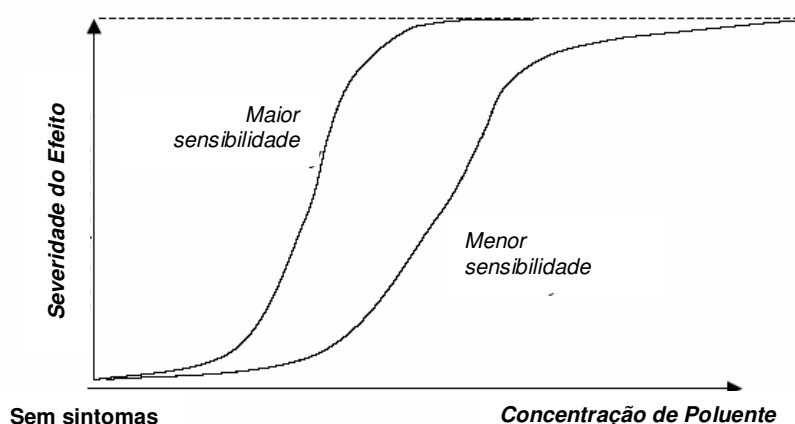


Figura 2.10 - Relação entre a severidade do efeito na saúde e a concentração de poluente em dois indivíduos hipotéticos com diferentes sensibilidades a um dado poluente (adaptado de [OMS, 2001]).

A ligação do CO à hemoglobina do sangue forma o composto carboxihemoglobina (COHb) reduzindo a capacidade do sangue para transportar o oxigénio, e a sua ligação com outras hemoproteínas está directamente relacionada com alterações nas funções dos órgãos afectados, como o cérebro, o sistema cardiovascular, o exercício muscular e o desenvolvimento do feto. Em concentrações muito elevadas, muito acima dos níveis ambientais normais, o CO causa a morte.

Para a protecção de seres humanos de meia idade e idosos com problemas associados à artéria coronária resultantes de ataques de coração de isquemia (paragem da circulação arterial) aguda e também para proteger contra a hipoxia (diminuição do teor de oxigénio no sangue) os fetos de mulheres grávidas, não deverá ser ultrapassado o nível de COHb de 2,5% no sangue.

O O₃, tal como já foi referido, é um poluente fotoquímico secundário formado a partir dos precursores compostos orgânicos voláteis, NO_x e CO na presença de radiação solar de pequeno comprimento de onda. O O₃ pode entrar no corpo humano por inalação e pode atingir o sistema respiratório dado que não é muito solúvel em água. A exposição aguda a níveis elevados de ozono pode induzir alterações na função pulmonar e inflamação das vias aéreas. A exposição ao ozono tem sido também associada a um aumento do número de admissões hospitalares por doenças respiratórias, incluindo a asma.

Uma vasta gama de efeitos agudos e crónicos na saúde resultam da exposição humana ao dióxido de enxofre ou espécies derivadas. Na forma gasosa, o SO₂ pode irritar o sistema respiratório. Aquando de uma exposição elevada de curto prazo, e de acordo com a sensibilidade do indivíduo, pode ocorrer uma disfunção reversível nos pulmões. O

composto secundário H_2SO_4 influencia o funcionamento do sistema respiratório. Os sais polinucleares de amónio e organossulfatos actuam mecanicamente nos alvéolos e, como químicos facilmente solúveis, passam através das membranas de muco do tubo respiratório para o interior do organismo.

O NO_2 actua como um agente oxidante que pode destruir membranas celulares ou proteínas. Em concentrações elevadas, as vias aéreas podem ficar extremamente inflamadas. Para além disso, a exposição de curto prazo pode levar a um aumento do risco de infecção respiratória. Apesar dos inúmeros estudos de exposição, ainda não é clara a relação entre concentração ou dose e resposta. Para este poluente, pode-se dizer que a exposição a concentrações muito elevadas, provocadas por um acidente industrial por exemplo, pode resultar numa rápida e severa destruição dos pulmões. Face a níveis ambientais de NO_2 mais baixos, usualmente observados durante episódios de poluição atmosférica nas cidades, podem ocorrer também efeitos na saúde humana. Quanto à exposição ambiental a NO_2 , esta pode conduzir a efeitos agudos ou crónicos, especialmente em subgrupos da população susceptíveis, como asmáticos. Estudos epidemiológicos e toxicológicos demonstraram que a exposição prolongada a NO_2 pode reduzir as defesas do pulmão e alterar significativamente a estrutura deste órgão.

A maioria dos estudos realizados para a avaliação dos efeitos do material particulado na saúde referem-se a PM_{10} . Não existe ainda informação relevante relativa a partículas finas ($\text{PM}_{2,5}$) e os estudos mais recentes revelam que estas prognosticam melhor os efeitos na saúde relativamente às partículas grossas (PM_{10}). Melhores prognósticos podem ainda ser dados pelos constituintes de $\text{PM}_{2,5}$ como a forte acidez de sulfatos e partículas (medida pelas concentrações de iões H^+). Foram já observados efeitos na mortalidade, admissões hospitalares por problemas respiratórios e cardiovasculares para concentrações médias diárias de PM_{10} abaixo de $100 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Tal facto levou a que a actualização dos valores guia de qualidade do ar para a Europa da OMS, não inclua um valor guia para efeitos de curto prazo [OMS, 2000].

Relativamente à avaliação quantitativa dos efeitos de longo prazo há ainda menos informação disponível. Alguns estudos sugerem que a exposição de longo prazo está associada a uma redução da sobrevivência. Outros estudos recentes mostraram que as taxas de prevalência de sintomas associados a bronquites nas crianças e à diminuição da função pulmonar em crianças e em adultos estão relacionadas com a exposição humana a partículas. Estes efeitos verificaram-se para concentrações médias anuais abaixo de $20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (para $\text{PM}_{2,5}$) ou $30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (para PM_{10}) [OMS, 2000].

O benzeno tem uma toxicidade aguda baixa. No entanto, uma exposição repetida a concentrações muito elevadas pode causar efeitos graves no sangue e vasos sanguíneos humanos. Não é clara a influência nos sistemas imunológico e reprodutor. O benzeno é, contudo, considerado como cancerígeno. A relação mais explícita verifica-se entre a exposição ao benzeno e o desenvolvimento de leucemia aguda.

Numa tentativa de relacionar e interligar ambiente e saúde, no presente capítulo descreveram-se os poluentes atmosféricos mais representativos no que diz respeito à qualidade do ar numa vertente de protecção da saúde humana, as suas principais fontes e efeitos.

Abordou-se a exposição humana como parte integrante e integradora da temática ambiente e saúde. Sumariando, têm sido utilizadas várias abordagens na avaliação da exposição para estudos ambientais epidemiológicos. Por ordem de complexidade enumeram-se as seguintes:

- classificação qualitativa de exposições individuais (elevadas vs baixas);
- concentrações no ar ambiente exterior modeladas ou medidas;
- medições de concentrações ambientais no interior e no exterior;
- estimativa da exposição pessoal usando concentrações interiores, exteriores e noutros microambientes e padrões diários de actividade-tempo;
- medição directa da exposição individual;
- medições do ar respirado e de outros biomarcadores de exposição.

3. Quadro Legislativo Ambiental

O direito do ambiente ou legislação ambiental pode ser definido como o sistema de princípios e normas jurídicas que, tendo especialmente em vista as relações do homem com o meio que o envolve, prossegue objectivos de conservação da natureza, manutenção dos equilíbrios ecológicos e combate às diversas formas de poluição.

O direito do ambiente apresenta uma forte componente internacional e comunitária. A poluição não respeita fronteiras e as grandes questões ambientais colocam-se hoje a nível mundial, sendo certo que as acções ou emissões de cada Estado possuem incidências que claramente ultrapassam os limites geográficos do respectivo território. Daí que tanto o direito internacional como o direito comunitário tenham vindo a incorporar, nos últimos anos, inúmeras normas destinadas à protecção e melhoria do ambiente e à conservação da natureza e dos recursos naturais.

3.1. Enquadramento estratégico

A União Europeia (UE) dispõe de uma sólida legislação, elaborada ao longo de 30 anos, que estabelece o mesmo nível de exigência para as normas e práticas ambientais em vigor em todos os Estados-Membros. Esse nível comum baseia-se muitas vezes no que vigora no Estado-Membro (EM) mais exigente nessa matéria na altura em que é adoptada a legislação comunitária. Esta acção teve início em 1972, com cinco programas de acção sucessivos, baseados numa abordagem vertical e sectorial aos problemas ecológicos.

O Sexto Programa de Acção em Matéria de Ambiente 2001-2010 (6ºPAA) conferiu um novo propósito e um novo rumo à política ambiental da Comunidade. Este programa estabelece claramente os objectivos para uma década e determina as acções que terão de ser adoptadas a fim de que tais objectivos sejam atingidos. O referido programa propõe

uma série de acções destinadas a enfrentar problemas ambientais persistentes em quatro domínios prioritários: alterações climáticas, natureza e biodiversidade, ambiente e saúde e qualidade de vida, recursos naturais e resíduos.

No domínio Ambiente e Saúde, o objectivo assinalado pela comunicação é atingir uma qualidade ambiental que não coloque em perigo nem afecte negativamente a saúde das pessoas. Os efeitos da poluição ambiental na saúde humana são cada vez mais reconhecidos e a legislação comunitária tem abordado muitos desses problemas. É necessária uma abordagem política mais holística que trate das interligações entre diferentes riscos para a saúde relacionados com o ambiente. Deverá ser prestada maior atenção a grupos especialmente vulneráveis incluindo, por exemplo, as crianças. Através de uma estratégia temática em matéria de qualidade do ar proceder-se-á ao acompanhamento da eficácia das normas existentes e à identificação de lacunas e prioridades para acções futuras [COM(2001)31 final].

Subjacente ao 6ºPAA está a preparação, por parte da Comissão Europeia, de estratégias temáticas cobrindo sete áreas distintas com vista a permitir uma abordagem globalizante de questões-chave ambientais, que se caracterizam pela sua complexidade, diversidade das partes envolvidas e necessidade de soluções inovadoras e múltiplas.

Estas Estratégias representam a próxima geração de política ambiental. Pretendem estabelecer objectivos ambientais mais transparentes, numa perspectiva temporal alargada a 2020, conduzindo a um quadro político estável. Relacionadas com o ar ambiente, destacam-se o CAFE (Clean Air for Europe) - Estratégia Temática sobre Poluição Atmosférica adoptada em Setembro de 2005, e a Estratégia Temática sobre Ambiente Urbano, adoptada em Janeiro de 2006.

3.1.1. CAFE – Ar Limpo para a Europa

O Programa CAFE tem como objectivo geral o desenvolvimento de uma política estratégica e integrada a longo prazo para proteger a saúde humana e o ambiente dos efeitos da poluição atmosférica. Essa política visa um nível elevado de protecção do ambiente com base no princípio de precaução, tendo em conta os melhores dados científicos e técnicos disponíveis e os custos e benefícios da acção ou inacção.

Os seus objectivos específicos são os seguintes:

1. desenvolver, recolher e validar informações científicas relativas aos efeitos da poluição ambiente, isto é, do ar exterior, inventários das emissões, avaliação da qualidade do ar, projecções sobre as emissões e a qualidade do ar, estudos sobre a relação custo-benefício e modelação para avaliações integradas, tendo em vista o desenvolvimento e a actualização dos objectivos e indicadores referentes à qualidade do ar e à deposição, e a identificação das medidas necessárias para reduzir as emissões;

2. apoiar a aplicação e analisar a eficácia da legislação existente, em especial das directivas-filhas relativas à qualidade do ar, da decisão sobre o intercâmbio de informações e dos valores máximos de emissão nacionais fixados na legislação recente;
3. assegurar que as medidas necessárias para cumprir os objectivos de qualidade do ar e de deposição de uma forma economicamente eficiente serão tomadas ao nível necessário, mediante o desenvolvimento de ligações estruturais efectivas com os domínios políticos relevantes;
4. determinar periodicamente uma estratégia global, integrada e periódica que defina objectivos de qualidade do ar adequados para o futuro e medidas economicamente eficientes para realizar esses objectivos;
5. divulgar amplamente as informações técnicas e políticas decorrentes da execução do programa.

As principais prioridades para o primeiro “ciclo” do Programa CAFE (até 2004) diziam respeito às partículas e ao ozono, a par das preocupações remanescentes em relação à deposição, que conduz, nomeadamente, à acidificação, à eutrofização e à deterioração do património cultural. A adopção, a nível comunitário, das medidas sectoriais necessárias para o cumprimento dos objectivos de qualidade do ar e dos valores máximos de emissão nacionais é essencial. Ao nível técnico, é necessário melhorar a coerência das avaliações às escalas geográficas global, europeia, nacional, urbana e local, e de melhorar a interface de modelação entre estas escalas. Será importante manter ligações estratégicas e técnicas estreitas entre o CAFE e outros programas de modo a que ele se transforme numa estratégia multi-poluentes, multi-efeitos, plenamente integrada [COM(2001)245 final].

No âmbito do CAFE, foram efectuados estudos relativos à necessidade, âmbito e custo-eficácia de acções futuras para melhorar a qualidade do ar na Europa, para além do expectável, em consequência da implementação de toda a legislação sobre qualidade do ar existente. Desta forma, o Programa CAFE culminou, em Setembro de 2005, na concretização do seu principal objectivo, a adopção, pela Comissão Europeia, da Estratégia Temática sobre Poluição Atmosférica

A definição da presente estratégia a nível comunitário surge da constatação de que, apesar das significativas melhorias resultantes do conjunto das políticas de redução de emissões atmosféricas actualmente em vigor, persistirão, em 2020, impactes significativos devidos à poluição atmosférica, tanto ao nível da saúde humana como do ambiente.

O seu objectivo é descrever as acções necessárias na Europa aos diferentes níveis, a fim de satisfazer objectivos ambiciosos de protecção do ambiente e da saúde humana relativamente a impactes negativos significativos decorrentes da poluição atmosférica. Em

particular, poderá indicar novos valores limite para a qualidade do ar, bem como valores limite/ normas para emissões provenientes de veículos e de actividades industriais. Essas soluções de carácter mais técnico podem ser complementadas, de forma efectiva, com o desenvolvimento de medidas que contribuam para tornar os transportes urbanos mais sustentáveis e o Programa CAFE tomará em consideração essas alternativas no desenvolvimento das suas medidas. O Programa CAFE explorará também as relações entre a qualidade do ar no interior e no exterior dos edifícios nas zonas urbanas e os requisitos de apresentação de relatórios sobre a qualidade do ar serão revistos com vista a permitir uma incidência específica no ambiente urbano.

A Estratégia identifica como problemas resultantes da poluição atmosférica mais significativos, relativamente à saúde humana, o ozono troposférico e as partículas. A exposição a estes poluentes pode conduzir a impactes que variam desde efeitos ligeiros no sistema respiratório à mortalidade prematura. Relativamente ao ambiente os problemas apontados como mais significativos são a acidificação, a eutrofização e o ozono troposférico.

De forma a descrever o processo seguido na preparação desta Estratégia Temática, a metodologia adoptada, e identificar as possíveis implicações da sua implementação em Portugal, foi preparado o relatório "Estratégia Temática sobre Poluição Atmosférica".

No sentido de cumprir o objectivo do 6º PAA de obter "níveis de poluição do ar que não originem impactes negativos e riscos significativos na saúde humana e no ambiente" em Portugal, para cada um dos problemas considerados significativos, foi avaliada a situação no ano 2000, no cenário base para 2020 (tendo em conta a aplicação efectiva da legislação de controlo de emissões actualmente existente), e no cenário mais favorável para 2020 recorrendo à Redução Máxima Tecnicamente Possível (*Maximum Technically Feasible Reduction* - MTFR) [MAOTDR/IA, 2006].

Esta avaliação permitiu constatar que as melhorias entre 2000 e 2020, resultantes da introdução das políticas de redução de emissões actualmente em vigor, são bastante consideráveis. Verificou-se ainda que recorrendo à MTFR é possível reduzir significativamente os impactes da poluição atmosférica ao nível da saúde e do ambiente, não se conseguindo, no entanto, atingir o objectivo apontado no 6º PAA. No que diz respeito aos impactes da poluição atmosférica na saúde humana, relativamente aos anos de vida perdidos e à esperança média de vida, por exposição às PM_{2,5}, a Estratégia permitirá atingir melhorias de cerca de 50%. Quanto ao número de mortes devido à exposição ao ozono apenas se obtém uma melhoria de 8%. Estima-se que a implementação das medidas respeitantes à protecção ambiental poderá vir a reduzir a eutrofização e a acidificação em 95% e 94% respectivamente, e os impactes devido ao ozono em 7%.

Para que sejam atingidos os objectivos da Estratégia, em 2020, foi definido um possível conjunto de políticas e medidas para implementação. Cada uma delas foi, ou será, sujeita

a uma avaliação de impactes e a uma análise de custo-benefício. As acções e medidas definidas na Estratégia dividem-se em dois grandes grupos:

- intervenção ao nível da eficácia da legislação de qualidade do ar e das emissões com a simplificação da legislação da qualidade do ar e coerência com outras políticas ambientais;
- integração da preocupação com a qualidade do ar noutras áreas políticas, tais como energia, transportes e agricultura.

Uma efectiva implementação da Estratégia Temática a nível nacional, constituirá um contributo fulcral para a melhoria da qualidade do ar e consequente aumento do bem-estar da população.

3.1.2. Estratégia Temática sobre Ambiente Urbano

O planeamento de um nível elevado de protecção ambiental é um dos elementos-chave no sentido de proporcionar o desenvolvimento sustentável das cidades e uma elevada qualidade de vida para os cidadãos urbanos da Europa.

A Estratégia Temática sobre Ambiente Urbano constitui um passo importante para a realização deste objectivo e baseia-se numa série de iniciativas que contribuíram para o desenvolvimento da política europeia em matéria de ambiente urbano. Tem como finalidade a promoção de uma abordagem horizontal integrada de todas as políticas comunitárias e que melhore a qualidade do ambiente urbano, tendo em conta os progressos realizados na implementação do quadro de cooperação existente, revendo-o consoante as necessidades, e que abranja, entre outros, os seguintes pontos com implicações para o ambiente:

- a necessidade de aumentar a quota-parte dos transportes públicos, dos modos de transporte ferroviário, de navegação interior, bem como da bicicleta e da locomoção pedestre;
- a necessidade de promover a utilização de veículos com emissões reduzidas nos transportes públicos;
- a tomada em consideração de indicadores ambientais urbanos.

A intenção é contribuir, a nível da UE, para o desenvolvimento de um enquadramento sólido que promova iniciativas locais baseadas em melhores práticas. Elementos-chave neste enquadramento são a adopção pelas cidades capitais e as aglomerações urbanas com mais de 100 000 habitantes (ou seja, as 500 maiores cidades da UE-25) de um plano de gestão do ambiente urbano com a fixação de objectivos no sentido de viabilizar um ambiente urbano sustentável, bem como a implementação de um sistema de gestão ambiental adequado, a fim de gerir este processo. Além disso, estas cidades deveriam desenvolver e implementar um plano de transportes urbanos sustentáveis [COM(2004)60 final].

As medidas previstas na presente estratégia [COM(2005)718 final] têm por objectivo contribuir para uma melhor aplicação das políticas ambientais da UE e da legislação local em vigor, através do apoio e do estímulo às autoridades locais para a adopção de uma abordagem mais integrada da gestão urbana, bem como do incentivo aos Estados-Membros para o apoio a este processo e o aproveitamento das oportunidades oferecidas a nível da UE.

Diversas políticas ambientais (no domínio da qualidade do ar, do ruído, etc.) exigem a elaboração de planos de redução. A inclusão desses planos no contexto de um quadro integrado local, proposta pela presente estratégia, permitirá desenvolver sinergias entre uma vasta gama de domínios de acção, proporcionando melhores resultados, tanto para o ambiente como para a qualidade de vida em geral nas zonas urbanas.

A aplicação da estratégia a todos os níveis contribuirá, em última análise, para melhorar a qualidade do ambiente urbano, tornando as cidades mais atractivas e saudáveis para viver, trabalhar e investir, bem como para reduzir o impacto negativo das cidades no ambiente em geral.

3.1.3. SCALE – Estratégia Europeia de Ambiente e Saúde

A Organização Mundial da Saúde (OMS) define “ambiente e saúde” como incluindo “tanto os efeitos patogénicos directos das substâncias químicas, das radiações e de alguns agentes biológicos como os efeitos (frequentemente indirectos) na saúde e no bem-estar do ambiente em sentido lato, físico, psicológico, social e estético, que engloba a habitação, o desenvolvimento urbano, o uso dos solos e os transportes” [OMS, 1990].

Dada a magnitude e a complexidade das questões de ambiente e saúde, urgia adoptar uma nova abordagem. A Estratégia Europeia de Ambiente e Saúde [COM(2003)338 final] é denominada por “Iniciativa SCALE”. É necessário redobrar os esforços para, em harmonia com os objectivos de desenvolvimento sustentável, proteger o grupo mais vulnerável da sociedade, que é também o que constituirá a sociedade de amanhã: as crianças. A Iniciativa cria um quadro de políticas destinado a assegurar a defesa da sociedade como um todo. Mas a SCALE representa, também, uma abordagem completa e de longo prazo:

- baseada na ciência (*Science*), congregando os saberes de um largo espectro de redes de intervenientes, incluindo peritos em ambiente e saúde dos Estados-Membros, de organizações internacionais, não governamentais e de consumidores.
- centrada nas crianças (*Children*), já que o investimento na saúde infantil é essencial para garantir o desenvolvimento humano e económico. As crianças são particularmente vulneráveis aos riscos ambientais, não podendo ser vistas como “adultos em ponto pequeno”, uma vez que deles diferem na fisiologia, no metabolismo, na dieta e no comportamento. Para além disso, o referido enfoque é

importante porque a saúde das crianças constitui um direito humano elementar: a Convenção das Nações Unidas sobre os direitos da criança exige para as crianças “a melhor saúde que se possa alcançar”.

- que promove a sensibilização (*Awareness*) das pessoas para a inter-relação entre ambiente e saúde e consciencializa a sociedade, de modo que todos possam ver como a degradação ambiental afecta a saúde de todos, e a das crianças em particular.
- que utiliza os instrumentos jurídicos (*Legal instruments*) previstos para acrescentar valor às acções empreendidas a nível internacional e nacional, ao impor a adopção de acções comunitárias que ataquem de modo integrado os problemas de saúde relacionados com o ambiente.
- que inclui uma avaliação (*Evaluation*) constante e contínua da eficácia e da eficiência económica das acções em termos de redução da incidência de problemas de saúde relacionados com o ambiente.

As avaliações ambientais e acções políticas têm estado centradas em poluentes isolados em compartimentos ambientais separados (ar, água, solo) e muitos problemas ligados ao ambiente foram efectivamente solucionados. Contudo, esta forma de proceder subestima alguns dos impactes na saúde, já que na realidade a situação é muito mais complicada: os poluentes são transferidos entre compartimentos ambientais (do ar para o solo, para a água); as pessoas são expostas a uma combinação de poluentes que interagem no ambiente e no corpo humano. Estes factos não são suficientemente tidos em conta nas respostas políticas que lhes são dadas. Além disso, as actuais respostas políticas não são suficientemente integradas (e.g. os dados de monitorização do ar não são associados aos dados de monitorização da água, aos dados de monitorização do solo, nem aos dados de monitorização da saúde) e nem sempre abordam eficientemente a interface específica “ambiente e saúde”. Esta integração é essencial a um maior desenvolvimento da legislação ambiental e das medidas de protecção da saúde humana.

O valor acrescentado da Estratégia Europeia de Ambiente e Saúde reside, pois, no desenvolvimento de um sistema comunitário destinado a integrar a informação relativa ao estado do ambiente, ao ecossistema e à saúde humana. Será assim mais eficiente a avaliação do impacte ambiental global na saúde humana, tendo em conta, nomeadamente, os efeitos de “cocktail”, de exposições combinadas e os efeitos cumulativos. O fim último da estratégia proposta é desenvolver um “quadro de causalidade” respeitante ao ambiente e à saúde que forneça a informação necessária ao desenvolvimento de políticas dirigidas às fontes e às vias de acção dos factores nocivos à saúde. Para se atingir esse fim, é necessária uma abordagem integrada, no âmbito da política comunitária de desenvolvimento sustentável.

Embora já tenha sido possível estabelecer correlações entre efeitos sobre a saúde e alguns factores ambientais individuais, não se dispõe de um panorama global claro e integrado dos impactes na saúde resultantes da exposição complexa própria da vida real.

A estratégia tem como propósito obter uma melhor compreensão das ameaças de carácter ambiental que recaem sobre a saúde humana para identificar a incidência de doenças causadas por factores ambientais na UE e planear respostas no plano das políticas aos desafios emergentes.

Os objectivos últimos da estratégia são:

- reduzir a incidência de doenças causadas por factores ambientais na UE,
- identificar e prevenir novas ameaças à saúde com origem em factores ambientais,
- reforçar a capacidade da UE de desenvolvimento de políticas nesta área.

A Organização Mundial de Saúde realizou já quatro Conferências Interministeriais Ambiente e Saúde, a primeira em 1989 em Frankfurt, da qual resultou a criação do Centro Europeu Ambiente e Saúde, a 2ª em Helsínquia em 1994, onde foi assumido pelos países participantes que deveriam desenvolver esforços no sentido de elaborarem Planos Nacionais de Ambiente e Saúde (NEHAP's). Quatro anos depois, em Londres, na conferência que constituiu o maior evento político em matéria de ambiente e saúde, deu-se continuidade ao mandato do Comité Europeu em Ambiente e Saúde. Realizou-se em Budapeste, em Junho de 2004, a Quarta Conferência Ministerial de Ambiente e Saúde no quadro pan-Europeu, tendo como tema "O Futuro das nossas Crianças".

No âmbito da implementação dos compromissos assumidos nas quatro conferências ministeriais, Portugal tem como obrigações ratificar o Protocolo sobre Água e Saúde, elaborar um Plano de Acção Nacional sobre Ambiente e Saúde (projecto apresentado em Maio de 2007), participar no trabalho da Comissão de Organização da UNECE (*United Nations Economic Commission for Europe*) e nas reuniões do Comité Europeu de Ambiente e Saúde, bem como acompanhar o processo de implementação do Plano de Acção Europeu "Ambiente e Saúde" 2004-2010.

Com o Plano de Acção Europeu Ambiente e Saúde 2004-2010 [COM(2004)416 final] pretende-se conseguir a informação necessária para ajudar a reduzir os efeitos adversos causados pela poluição ambiental na saúde dos cidadãos dos 25 Estados-Membros.

As medidas propostas compreendem a selecção e monitorização dos indicadores de saúde, de ambiente e das diversas vias de exposição, preconizando-se acções de investigação privilegiando doenças como asma/alergias, perturbações do desenvolvimento neurológico, cancro e perturbações do sistema endócrino, para além de se considerarem igualmente questões emergentes como as relacionadas com os efeitos das alterações climáticas sobre a saúde. Prevêem-se ainda acções de sensibilização aos riscos e a possibilidade de se instalar uma biomonitorização à escala europeia, a fim de tornar possível medir a exposição aos poluentes existentes no ambiente.

Outro aspecto importante em matéria de informação reside na vigilância de situações de exposição que levam à prevalência de doenças ligadas à má qualidade da água, à poluição atmosférica e à ingestão de alimentos contaminados.

Há uma necessidade de cooperação contínua entre os Estados-membros, as autoridades nacionais, regionais e locais, entre os organismos responsáveis pelo ambiente, saúde, investigação, e educação. É também muito importante o empenhamento dos industriais, agricultores e de todas as partes interessadas, cabendo aos Estados-Membros encarregar-se da vigilância e avaliação dos riscos.

3.2. Legislação Comunitária

Na última década, a UE tem dedicado um esforço significativo à definição de instrumentos de controlo e mitigação da poluição atmosférica e simultaneamente harmonização dos critérios legislativos entre os vários Estados-Membros.

O enquadramento básico para a qualidade do ar foi estabelecido na Directiva-Quadro 96/62/CE, que exige, nomeadamente, que os Estados-Membros elaborem planos de acção pormenorizados para as zonas e aglomerações urbanas em que sejam ultrapassados os valores limite. Os valores limite ou alvo foram fixados nas directivas subordinadas relativas a SO₂, partículas, CO, benzeno, NO₂, NO_x, chumbo, ozono troposférico e metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH). Foram publicadas, então, quatro directivas específicas, comumente designadas por Directivas-Filhas:

- Directiva 1999/30/CE - Directiva do Conselho de 22 de Abril de 1999, relativa a valores limite para o dióxido de enxofre, dióxido de azoto e óxidos de azoto, partículas em suspensão e chumbo no ar ambiente.
- Directiva 2000/69/CE - Directiva do Parlamento Europeu e do Conselho de 16 de Novembro de 2000, relativa a valores limite para o benzeno e o monóxido de carbono no ar ambiente.
- Directiva 2002/3/CE - Directiva do Parlamento Europeu e do Conselho de 12 de Fevereiro de 2002, relativa ao ozono no ar ambiente.
- Directiva 2004/107/CE - Directiva do Parlamento Europeu e do Conselho de 15 de Dezembro de 2004, relativa ao arsénio, ao cádmio, ao mercúrio, ao níquel e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente

A Directiva-Quadro refere ainda no seu artigo 6º que para avaliar a qualidade do ar ambiente pode ser utilizada uma combinação de medidas e de técnicas de modelação, valorizando assim os modelos numéricos como instrumentos de gestão e apoio à decisão.

Foram também fixados valores limite nacionais para emissões de SO₂, NO_x, COV e amoníaco através da Directiva 2001/81/CE, de 23 de Outubro, relativa ao estabelecimento de valores limite nacionais de emissão de determinados poluentes atmosféricos (designada por TEN – Tectos de Emissão Nacional), que tem como objectivo “evitar que se excedam os níveis e cargas críticas de acidificação, eutrofização e ozono

troposférico no espaço europeu, em harmonia com o Protocolo de Gotemburgo, de 1 de Dezembro de 1999, a Convenção de 1999 da Comissão Económica para a Europa das Nações Unidas sobre Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longa Distância”.

Em várias directivas são fixados valores limite para emissões de diferentes categorias de veículos e de qualidades de combustível para motores e a Directiva 1999/13/CE do Conselho, de 11 de Março limita as emissões de compostos orgânicos voláteis resultantes da utilização de solventes orgânicos em certas actividades e instalações industriais.

Por fim, a Directiva 2001/80/CE, de 23 de Outubro, relativa à limitação das emissões para a atmosfera de certos poluentes provenientes de grandes instalações de combustão (designada por GIC), pretende dar resposta aos objectivos fixados no âmbito dos Programas de Acção em Matéria de Ambiente, de não excedência de níveis e cargas críticas de certos poluentes acidificantes, bem como em termos de qualidade do ar, visando uma protecção efectiva de todas as pessoas contra os riscos ligados à poluição atmosférica.

Em suma, as medidas e propostas comunitárias em vigor que procuram melhorar a qualidade do ar prevêm:

- valores limite e valores-alvo para a qualidade do ar;
- valores máximos de emissão nacionais para combater a poluição transfronteira;
- programas integrados de redução da poluição em domínios concretos;
- medidas específicas de limitação das emissões ou de melhoria da qualidade dos produtos.

3.3. Legislação Nacional

Portugal, como um Estado-Membro da União Europeia, rege-se pelas normas e leis estabelecidas pela Comissão Europeia (CE). Assim, o quadro legislativo nacional é construído através do estabelecimento de leis nacionais que deverão ter por base a obrigação de transposição para o direito interno dos documentos legislativos comunitários, e estar em conformidade com a estratégia legal da UE.

Com a aprovação da Lei de Bases do Ambiente, Lei nº 11/87, de 7 de Abril, ficaram definidas as bases da política de ambiente para Portugal. Em 1990, com a publicação do Decreto-Lei 352/90, de 9 de Novembro, ficou estabelecido o regime de protecção e controlo da qualidade do ar tendo sido revogados o Decreto-Lei 255/80, de 30 de Julho, e a Portaria nº 508/81, de 25 de Junho.

Em 1993, com a publicação da Portaria 286/93 de 12 de Março, foram passadas para a ordem jurídica interna as directivas publicadas até então relativas aos valores limite e valores guia para o dióxido de enxofre e partículas em suspensão, dióxido de azoto,

valores limite para o chumbo e valores guia para o ozono, bem como dos métodos de medição e procedimentos para a sua aplicação.

A transposição para o direito jurídico interno de algumas Directivas comunitárias bem como alterações pontuais de alguns valores limite de emissão (VLE) para alguns tipos específicos de actividades levaram, em primeiro lugar, a modificações pontuais na Portaria 286/93, nomeadamente através das Portarias 125/97, 399/97, 623/96 e 1058/94.

Com a publicação do Decreto-Lei 276/99 de 23 de Julho, relativo à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente, fruto da transposição para o direito interno da Directiva-Quadro (96/62/CE) e das Directivas IPPC (96/61/CE) e COVs (1999/3/CE), levantou-se a questão da actualização do quadro legislativo nacional nesta área. Este diploma revogou parcialmente o DL 352/90 e a Portaria 286/93, e faz ainda a ligação a alguns diplomas em vigor na área da regulamentação de emissões atmosféricas em determinadas áreas específicas como sejam a incineração de resíduos perigosos (DL 273/98) e fontes móveis (DL 432/99 e Portaria 53/94).

Consequentemente, foram sendo transpostas para o direito interno as Directivas-Filhas, dando origem a um conjunto de DL que, à medida que têm sido publicados vão revogando a Portaria n.º286/93.

O Decreto-Lei nº 276/99, de 23 de Julho, define portanto as linhas de orientação da política de gestão da qualidade do ar ambiente. Ao nível nacional, a APA (Agência Portuguesa do Ambiente) é a entidade responsável por aprovar os meios de medição, analisar os métodos de avaliação e coordenar a nível nacional os programas de garantia da qualidade organizados pela Comissão, a nível comunitário. Os métodos de avaliação da qualidade do ar englobam não só os dados de medição das concentrações de poluentes no ar ambiente mas também, e como complemento, a sua simulação recorrendo a técnicas de modelação numérica, tal como é mencionado na Directiva-Quadro e no DL dela resultante, acima referido.

Compete às Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR), nas suas áreas de jurisdição, avaliar e garantir a qualidade das medições efectuadas através de controlos de qualidade internos, efectuar campanhas de medição representativas ou diagnósticos (sempre que não haja informação suficiente relativa aos níveis de poluentes regulamentados), garantir a observância dos valores limite estabelecendo planos de acção imediata sempre que se verifique o risco dos mesmos serem excedidos, ou seja, e em resumo, avaliar a qualidade do ar no seu território segundo os critérios estabelecidos na legislação nacional e comunitária vigente.

Decorrente da Directiva-Quadro, o Decreto-Lei nº 276/99 de 23 de Julho define, no seu artigo 2º, uma zona como "uma área geográfica de características homogéneas, em termos de qualidade do ar, ocupação do solo e densidade populacional" e uma aglomeração como uma "zona caracterizada por um número de habitantes superior a

250.000 ou em que a população seja igual ou fique aquém de tal número de habitantes, desde que não seja inferior a 50.000, sendo a densidade populacional superior a 500 hab.km⁻²”.

De acordo com o mesmo DL, Portugal deve estabelecer a lista das zonas e aglomerações em que os níveis de um ou mais poluentes sejam superiores ao valor limite (VL) acrescido da margem de tolerância (MT) ou ao VL quando a MT não tenha sido fixada ou não se aplique. Nas zonas e aglomerações identificadas, devem tomar-se medidas para garantir que seja elaborado ou aplicado um plano ou programa destinado a fazer cumprir o VL dentro do prazo fixado. Estes planos ou programas (PP) deverão ser enviados à Comissão Europeia, o mais tardar, no prazo de dois anos após o final do ano no decurso do qual se registaram os níveis em questão.

Toda a estratégia comunitária em termos de emissões atmosféricas está orientada para a escala regional e objectivos de longo prazo traduzidos pela definição de tectos de emissão nacional (TEN) para cada EM ou de VLE para Grandes Instalações de Combustão (GICs). Complementarmente, tal como já foi referido, existem Directivas que sustentam esse quadro normativo. No entanto, ao nível de cada EM, subsistem lacunas legais ao nível dos VLE de actividades não abrangidas pelo normativo comunitário (actividades com uma expressão a uma escala espacio-temporal mais restrita).

Assim, houve a necessidade de definir um quadro legislativo nacional que possibilitasse a interligação entre o DL 276/99, que actua ao nível da qualidade do ar e um outro que facultasse a actuação ao nível dos VLE de actividades não abrangidas pelo normativo comunitário, mas que estivesse em consonância com ele.

A revisão da legislação efectuada, incluindo mesmo a análise das legislações nacionais de outros países da Europa [Borrego *et al.*, 2000b; Coutinho *et al.*, 2001; Borrego *et al.*, 2003a; Rodrigues *et al.*, 2004; Coutinho *et al.*, 2006], facilitou a reestruturação do quadro normativo em matéria de emissões e qualidade do ar, realizada pelo anterior Instituto do Ambiente (actual Agência Portuguesa do Ambiente - APA), de acordo com o esquema da Figura 3.1, com a publicação do Decreto-Lei 78/2004 que regula as emissões de poluentes para a atmosfera. O recente diploma legislativo enquadra os objectivos inerentes a todos os instrumentos legais de combate à poluição atmosférica, aos vários níveis espaciais e sectoriais, fazendo simultaneamente a ponte adequada com a qualidade do ar.

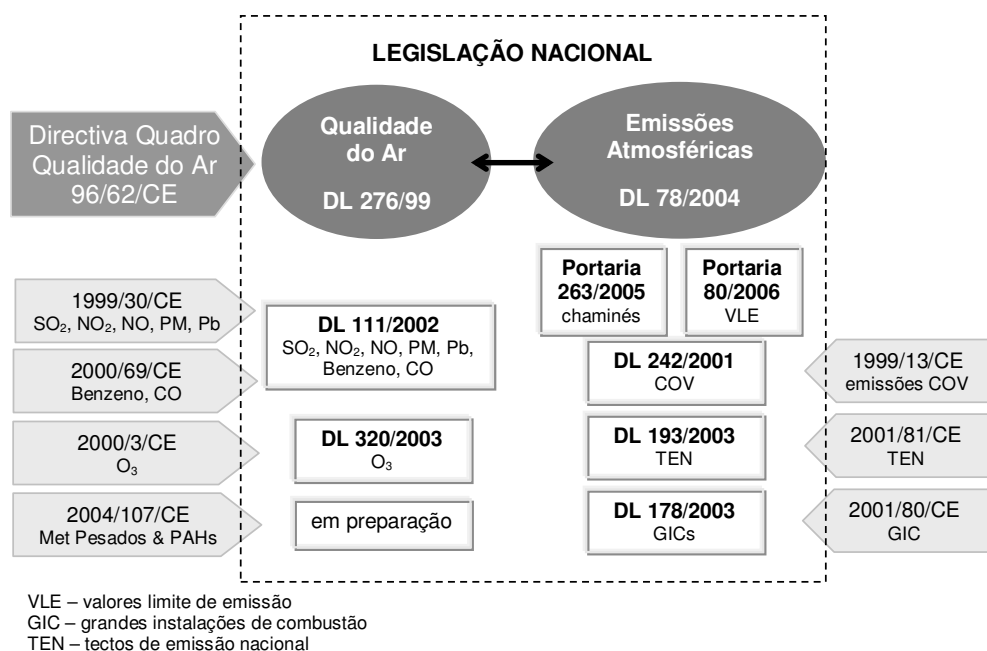


Figura 3.1 – Enquadramento de legislação nacional de emissões e qualidade do ar nos principais documentos legislativos comunitários [Borrego *et al.*, 2003a].

O Decreto-Lei 78/2004, de 3 de Abril, reconhece ser indispensável tomar as medidas e os procedimentos adequados de prevenção e controlo da poluição provocada por instalações responsáveis pela descarga de poluentes para a atmosfera e estabelece um regime de monitorização diferenciado em função do caudal mássico dos poluentes, para os quais esteja fixado o valor limite de emissão. Neste sentido, subjacente a esse Decreto-Lei está a Portaria 263/2005, que estipula as novas regras para o cálculo da altura de chaminés, e a Portaria 80/2006, onde são fixados os limiares mássicos máximos e os limiares mássicos mínimos de poluentes atmosféricos, que possibilitam a determinação do regime de monitorização aplicável a todas as fontes fixas de emissão.

Desta forma, os Decretos-Lei DL 276/99 e DL 78/2004 são o suporte integrador do quadro legal transposto ou a desenvolver (Figura 3.1), quer no âmbito da qualidade do ar quer no âmbito das emissões de poluentes atmosféricos, permitindo criar as sinergias legais para a gestão integrada do recurso ar.

3.4. Outros Instrumentos Legislativos

Gerir o recurso ar para a protecção da saúde humana passa pela avaliação da qualidade do ar através dos instrumentos legislativos acima apresentados, ou seja, avaliar o cumprimento dos valores limite e limiares de informação e alerta impostos pelas directivas comunitárias para os principais poluentes atmosféricos. Para além da Comissão

Europeia também outros organismos estabelecem critérios para a salvaguarda da saúde humana relativamente à poluição do ar.

Em 1997, a Organização Mundial de Saúde (OMS) publicou uma actualização das Directrizes de Qualidade do Ar (OMS Air Quality Guidelines (AQG)), como uma referência internacional dos efeitos adversos da exposição a diferentes poluentes atmosféricos na saúde humana [OMS, 2000].

Quanto à legislação relativa ao ar ambiente nos Estados Unidos, o *Clean Air Act*, cuja última actualização data de 1990, obriga a que a Agência de Protecção Ambiental (*Environmental Protection Agency - EPA*) estabeleça normas nacionais de qualidade do ar (*National Ambient Air Quality Standards - NAAQS*) para os poluentes considerados nocivos para a saúde pública e o ambiente. O *Clean Air Act* estabelece dois tipos de normas. As normas primárias definem limites para a protecção da saúde humana, incluindo a saúde das populações mais sensíveis como asmáticos, crianças e idosos. As normas secundárias estabelecem limites para a protecção da saúde pública contra a redução da visibilidade, danos a animais, vegetação e edifícios. A EPA definiu NAAQS para seis poluentes principais [URL3].

A Tabela 3.1 resume as normas e valores limite para a qualidade do ar estabelecidos pela Legislação Europeia (e Nacional), pela EPA e pela OMS.

Tabela 3.1 - Valores limite de qualidade do ar definidos pela legislação comunitária e nacional em vigor, Agência de Protecção do Ambiente dos EUA (USEPA) e Organização Mundial de Saúde (OMS).

Legislação Europeia-Nacional		US-EPA	OMS
Poluente	Valores limite	NAAQS*-1997 ^P	Air Quality Guidelines - 1997
O₃	240 µg.m ⁻³ (1h)		
	Limiar de alerta		
	180 µg.m ⁻³ (1h)	235 µg.m ⁻³ (1h)	
	Limiar de Informação	157 µg.m ⁻³ (8h)	120 µg.m ⁻³ (8h)
	120 µg.m ⁻³ (8h)		
	Protecção da saúde		
NO₂	200 µg.m ⁻³ (1h)		200 µg.m ⁻³ (1h)
	40 µg.m ⁻³ (1 ano)	100 µg.m ⁻³ (1 ano)	40-50 µg.m ⁻³ (1 ano)
SO₂	350 µg.m ⁻³ (1h)	365 µg.m ⁻³ (24h)	500 µg.m ⁻³ (10min)
	125 µg.m ⁻³ (24h)	80 µg.m ⁻³ (1 ano)	125 µg.m ⁻³ (24h)
	20 µg.m ⁻³ (1 ano)		50 µg.m ⁻³ (1 ano)
PM₁₀	50 µg.m ⁻³ (24h)	150 µg.m ⁻³ (24h)	
	40 µg.m ⁻³ (1 ano)	50 µg.m ⁻³ (1a)	-
PM_{2.5}	-	65 µg.m ⁻³ (24h)	
	25 µg.m ⁻³ (1 ano)	15 µg.m ⁻³ (1 ano)	-
Benzeno	5 µg.m ⁻³ (1 ano)	-	-
CO			100 mg.m ⁻³ (15min)
		40 mg.m ⁻³ (1h)	60 mg.m ⁻³ (30min)
	10 mg.m ⁻³ (8h)	10 mg.m ⁻³ (8h)	30 mg.m ⁻³ (1h)
			10 mg.m ⁻³ (8h)
Pb	0.5 µg.m ⁻³ (1 ano)	1.5 µg.m ⁻³ (trimestral)	0.5-1 µg.m ⁻³ (4h)

* NAAQS – National Ambient Air Quality Standards

^P Primary standards: Protection of public health

Foram estabelecidos limiares para os poluentes O₃, NO₂, SO₂, PM₁₀, PM_{2.5}, benzeno, CO e Pb, exceptuando a OMS que não definiu valores limite para as partículas nem para o benzeno. A Comissão Europeia, no grupo de trabalho do CAFE, está a delinear uma proposta para PM_{2.5}. Não será definido um valor limite a cumprir, mas sim um limiar, para evitar riscos excessivos para a saúde humana. O nível de 25 µg.m⁻³ proposto para o limite máximo anual tem em conta o conhecimento científico actual inerente relativo aos riscos associados a PM_{2.5} [COM(2005)447 final].

De um modo geral, as normas da EPA parecem ser as mais permissivas. Os AQG da OMS e os valores limite europeus são similares para a maioria dos poluentes. Relativamente ao CO, as directrizes da OMS são mais detalhadas, incluem médias para 15 e 30 minutos, intervalos de tempo relevantes para a avaliação da qualidade do ar associada a incêndios florestais, fenómenos geralmente curtos no tempo.

Neste capítulo apresentou-se o quadro legislativo comunitário e nacional em matéria de ambiente englobando as estratégias, políticas e medidas que relacionam o Ambiente com a Saúde Humana, incidindo na protecção da saúde das populações contra os efeitos adversos da poluição atmosférica.

Destacaram-se ainda as medidas qualitativas e quantitativas (valores limite) impostas na legislação em vigor com vista à avaliação e melhoria da qualidade do ar, dando abertura à utilização de modelos de qualidade do ar como instrumentos de avaliação.

4. Modelação Atmosférica

O termo modelação significa reprodução, ou seja, adaptação de uma realidade. Neste trabalho, utiliza-se como uma representação matemática do comportamento de variáveis ambientais. Assim, recorrendo à modelação atmosférica pode-se conhecer e estudar, para melhor gerir, a atmosfera, os seus constituintes e os fenómenos que nela ocorrem, mediante a sua reprodução, através de ferramentas matemáticas, os modelos numéricos.

4.1. Conceitos básicos

Dada a sua definição, um modelo utiliza-se quando a complexidade de uma realidade inviabiliza a sua análise e o seu estudo directo. Os modelos são amplamente usados em ciência para fazer previsão e/ou resolver problemas, e para identificar a melhor solução para a gestão de um problema ambiental específico [Alley *et al.*, 1984; MANZ, 2004]. Como plataforma de investigação, um modelo atmosférico é visto como um meio para o conhecimento do comportamento físico e químico da atmosfera. Os modelos atmosféricos constituem também um instrumento de apoio à decisão política, uma vez que permitem estabelecer uma relação quantitativa entre as emissões de poluentes num ou mais locais e as concentrações resultantes, ou doses, a que ficam expostos os seres humanos ou outros receptores cuja saúde deve ser protegida [Reid *et al.*, 2003].

Existem vários tipos de modelos atmosféricos dependendo das características e da gama de aplicação. Quanto ao tipo de modelo consideram-se 3 grandes grupos: modelos de dispersão, químicos e de receptor [Liu e Lipták, 1999]. Os Modelos de Dispersão são usados para estimar a concentração de poluentes em pontos específicos rodeados por fontes emissoras, considerando apenas a dispersão do poluente e não a sua possível transformação química. Os Modelos Químicos de Transporte (*CTM – Chemical Transport Models*) são aplicados a escalas espaciais maiores e simulam o impacto de todas as fontes emissoras de uma dada região nas concentrações de poluentes atmosféricos e na

deposição de espécies químicas inertes ou reactivas, incluindo portanto os processos de transformação química. Os modelos de receptor baseiam-se em concentrações de poluentes medidas e no conhecimento da composição das emissões das fontes relevantes para estimar as contribuições relativas das fontes no ponto receptor, assumindo uma relação linear entre emissões e concentrações [Seinfeld e Pandis, 1998].

Quanto à escala espacial de aplicação, consideram-se três grandes escalas de modelação: local, mesoscala – regional e global. A modelação à escala local é tipicamente usada para avaliar o impacto de fontes emissoras individualmente, ou pequenos grupos de fontes, sobre distâncias até algumas dezenas de quilómetros, assumindo uma distribuição gaussiana das concentrações de poluente na horizontal e na vertical. O ISC e o AERMOD (norte-americanos) [URL 4] e o AUSPLUME [URL 5] (australiano) são exemplo de modelos gaussianos.

Os modelos da mesoscala à escala regional consideram escalas espaciais desde algumas dezenas a alguns milhares de quilómetros. Esta é a gama de escalas nas quais os problemas de poluição atmosférica mais críticos são importantes, e aquelas que atravessam frequentemente as fronteiras jurisdicionais. Assim, os modelos nestas escalas são relevantes para o suporte à decisão política.

Há dois tipos de modelos de escala regional, de acordo com a aproximação matemática que usam para descrever o movimento de uma partícula: modelos lagrangeanos e modelos eulerianos. Os modelos lagrangeanos assumem que as parcelas de ar viajam com o vento, e consideram como base de cálculo o referencial móvel da partícula. Por outro lado, os modelos eulerianos consideram uma estrutura matemática ancorada à superfície da terra, uma grelha tridimensional fixa. Os poluentes percorrem a grelha, sob a influência dos ventos locais, sofrendo transformações químicas e físicas [Seinfeld e Pandis, 1998].

Os modelos lagrangeanos, relativamente simples em termos computacionais, são incapazes de tratar uma série de processos (estrutura vertical da atmosfera, incluindo variação de velocidade e direcção do vento com a altitude, e transporte de poluentes para as camadas superiores). Em oposição, os modelos eulerianos bastante mais complexos, apresentam apenas a desvantagem da elevada exigência computacional. Como exemplos de modelos lagrangeanos actualmente existem o CALPUFF [URL 4] e o HYSPLIT [URL 6]. O Models-3/CMAQ [URL 7], o CAMx [ENVIRON, 2005], o CHIMERE [URL 8], o UAM [USEPA, 1990] e o TAPM [URL 9] são modelos eulerianos bastante divulgados e utilizados em todo o mundo.

Em termos de tipo de modelo, de acordo com a escala espacial de aplicação, resta mencionar os modelos globais, normalmente com uma formulação euleriana, que consideram o transporte através da atmosfera e a transformação química, sem restrição de domínio. Têm sido aplicados em estudos de alterações climáticas envolvendo, maioritariamente, o dióxido de carbono como poluente, e podem ser usados para a definição de condições iniciais e fronteira para simulação à escala regional.

4.2. Modelação Meteorológica

A dispersão de poluentes na atmosfera depende fortemente das condições meteorológicas do momento. As concentrações de poluentes ao nível do solo são principalmente controladas por dois parâmetros meteorológicos: velocidade e direcção do vento (para o transporte), e turbulência e altura da camada limite de mistura (para a dispersão). A meteorologia é então o factor determinante do efeito de diluição da atmosfera e, por conseguinte, é essencial que a meteorologia seja cuidadosamente considerada na modelação atmosférica.

Nos últimos anos, tem-se verificado uma necessidade crescente de simular campos meteorológicos para situações complexas e resoluções espaciais cada vez mais finas, estimulada em parte pelos avanços científicos e tecnológicos nesta área, e pelas pressões políticas que exigem um maior detalhe na avaliação da qualidade do ar à escala urbana e regional [COST728, 2005].

4.2.1. Modelos Meteorológicos

A grande variedade de modelos meteorológicos existente advém do facto de ainda não ser possível resolver completamente todas as equações envolvidas, e é fruto da necessária diversidade de aplicações em termos de escala espacial e temporal. As aproximações e parametrizações a considerar nos modelos meteorológicos são diferentes consoante a escala de aplicação.

Os dados meteorológicos necessários aos modelos gaussianos diferem consideravelmente dos requeridos por outros modelos de dispersão. Para um modelo gaussiano clássico, os dados de superfície de uma única estação meteorológica são suficientes. Este tipo de modelos assume que os dados da estação são aplicáveis a todo o domínio de simulação até ao topo da camada limite, e que não há variações em altura.

Os modelos lagrangeanos e eulerianos permitem que as condições meteorológicas variem ao longo do domínio, na horizontal e em altura, até ao topo da atmosfera. Estes modelos requerem, portanto, dados meteorológicos bastante mais complexos, e impossíveis de obter directamente através de estações de monitorização meteorológica. Recorrendo à modelação meteorológica é possível prever e fornecer as variáveis meteorológicas a todos os pontos da grelha de cálculo, incluindo aqueles onde não existem medições.

Nos casos de condições meteorológicas complexas deve recorrer-se a modelos de formulação mais detalhada, que permitam obter uma malha tridimensional de dados meteorológicos. Existem dois tipos de modelos meteorológicos de grelha tridimensional: os modelos de diagnóstico e os modelos de prognóstico.

Os modelos meteorológicos de diagnóstico usam dados disponíveis nas estações, e atribuem valores às variáveis meteorológicas em toda a grelha tridimensional por

interpolação ou extrapolação. O termo diagnóstico advém do facto de os dados de entrada e os resultados da simulação serem para o mesmo período de tempo. Os campos meteorológicos calculados para cada intervalo de tempo são independentes dos tempos anteriores.

Os modelos meteorológicos de prognóstico são inicializados por análises sinópticas de larga escala, e resolvem numericamente as equações da dinâmica atmosférica para determinar condições meteorológicas locais. Não necessitam de informação meteorológica local, mas podem utilizá-la, caso exista, para afinação e validação de resultados de simulação.

Estes modelos podem possuir uma estrutura de grelhas com *nesting*. Esta capacidade permite considerar um primeiro domínio com uma dimensão regional (500–1000 km) com uma malha grosseira, e a partir desse domínio fazer *zoomings* sucessivos até à escala de interesse, que pode chegar a 1-10 km.

Os modelos actuais apresentam alguns problemas na descrição apropriada dos campos de escoamento e de turbulência para os estudos de transporte da poluição, bem como no tratamento de características heterogéneas da superfície e processos húmidos (nuvens baixas e nevoeiro). Outras situações particulares incluem a dispersão em condições de elevada estabilidade, vento fraco, e/ou a produção de poluentes secundários, como partículas e ozono. Todos estes aspectos implicam a correcta simulação do ciclo diurno da camada limite atmosférica, especialmente em condições fortemente estáveis ou instáveis.

Para descrever os fenómenos meteorológicos a uma escala mais fina, há uma tendência para o desenvolvimento de modelos de mesoscala não hidrostáticos (NH). Estão disponíveis versões de vários destes modelos para o domínio público/investigação a partir dos serviços meteorológicos nacionais na Europa e nos Estados Unidos (i.e. ALADIN/AROME [URL 10], COSMO LM [URL 11], MM5 [URL 12]). O RAMS (*Regional Atmospheric Modeling System*) [Pielke *et al.*, 1992] e o recente WRF (*Weather Research Forecast*) [URL 13] incluem já um módulo específico para simular os processos da camada limite atmosférica, *Large Eddy Simulation (LES) mode*.

Outros modelos também usados são o MEMO [Flassak e Moussiopoulou, 1987], o Meso-NH [URL 14], o METRAS [URL 15], o VADIS (desenvolvido na Universidade de Aveiro) [Martins e Borrego, 1998], o RAMS, o ARPS (*Advanced Regional Prediction System*) [URL 16] e o TAPM (*The Air Pollution Model*) [URL 9].

As necessidades futuras para uma descrição e previsão mais precisa das condições meteorológicas complexas envolvem uma melhoria das parametrizações de processos como fluxos na camada limite, convecção e nuvens, bem como a assimilação de dados para acomodar a elevada heterogeneidade das características locais.

4.2.2. Modelo MM5

O modelo meteorológico de prognóstico MM5 (*Mesoscale Model 5*) foi desenvolvido pela Universidade Estatal da Pensilvânia (PSU - *Pennsylvania State University*) e pelo Centro Nacional de Investigação Atmosférica (NCAR - *National Center for Atmospheric Research*), datando a sua primeira versão dos anos 70. O facto de estar livremente disponível na Internet, faz do MM5 um modelo amplamente usado em diversas aplicações, e alvo de estudo por parte de investigadores em todo o mundo, que por seu lado, também contribuem para a sua constante melhoria e actualização [URL 12]. Tal facto, aliado ao bom desempenho do modelo em regiões diversas e de características distintas, levou a que fosse este o modelo meteorológico seleccionado para este trabalho.

4.2.2.1. Princípios

É um modelo não hidrostático que simula ou prevê circulações atmosféricas de mesoscala, a partir de dados globais de topografia, uso do solo e meteorológicos. É suportado por diversos pré e pós-processadores, escritos em Fortran 90 ou Fortran 77, que, no seu conjunto, formam o sistema de modelação MM5 [Dudhia, 1993; Dudhia *et al.*, 2005].

Este sistema de modelos pode ser usado em vastíssimas escalas do movimento atmosférico, dada a sua capacidade de *nesting*, podendo considerar vários domínios numa única simulação ou em simulações consecutivas, detalhando a resolução horizontal e vertical da grelha. Tem ainda a capacidade de fazer assimilação de dados nas 4 dimensões (x, y, z, t), de forma a melhorar a qualidade dos resultados. O MM5 dispõe também de várias parametrizações físicas, cuja selecção está a cargo do utilizador de acordo com as características do local e do período em estudo.

A grelha horizontal do MM5 tem uma configuração *Arakawa-Lamb B* [Griffies *et al.*, 2000], tal como mostra a Figura 4.1, onde se pode observar que as variáveis escalares (T - temperatura, q - razão de mistura, entre outras) são definidas no centro da célula da grelha (denominado como cruz, ×), enquanto que as componentes u e v do vento são localizadas nos cantos da célula (denominados como pontos, •), ou seja, a velocidade horizontal é dada nos pontos.

A estrutura vertical da grelha do MM5, representada na Figura 4.2, é definida em coordenadas sigma de forma a não permitir que os níveis verticais mais baixos cortem a topografia do terreno (como ilustra a Figura 4.3), o que poderia acontecer se se considerassem níveis verticais de pressão. A coordenada vertical sigma é então dada pela expressão:

$$\sigma_i = \frac{p_i - p_t}{p_s - p_t} \quad (\text{eq.4.1})$$

onde p_t é a pressão de topo, p_s a pressão à superfície e p_i a pressão correspondente ao nível i .

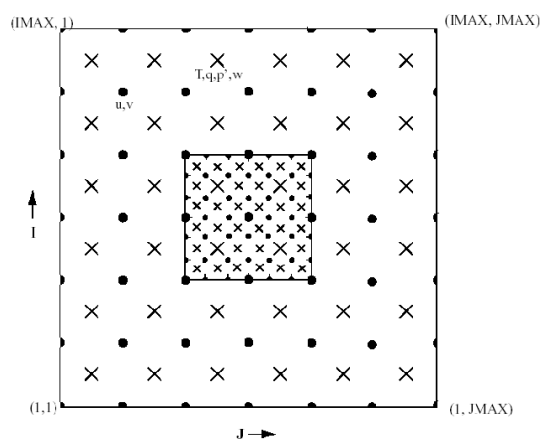


Figura 4.1 – Representação esquemática da configuração *Arakawa-Lamb B*.

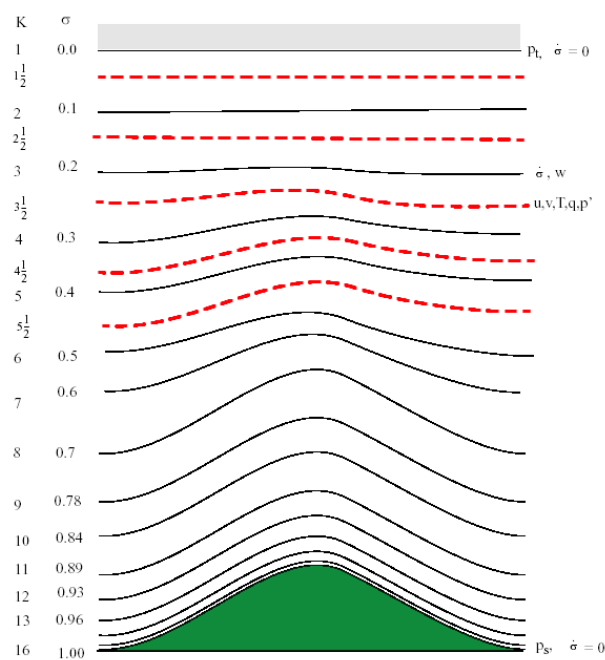


Figura 4.2 – Estrutura vertical da grelha do sistema MM5. Exemplo para 15 níveis, as linhas a cheio representam os níveis *sigma* e a tracejado vermelho os níveis *half-sigma*.

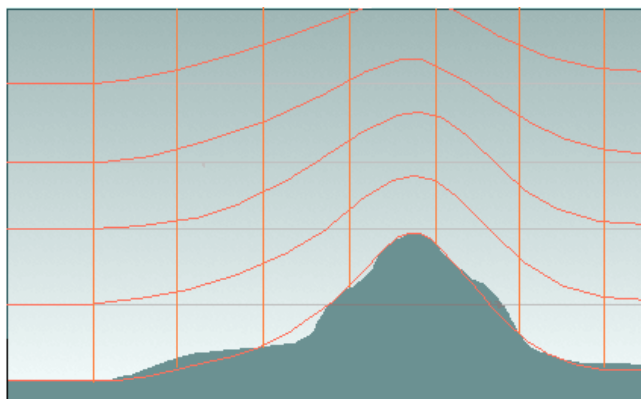


Figura 4.3 – Representação da grelha vertical do sistema MM5 acompanhando a topografia do terreno.

A resolução vertical do modelo é definida por uma gama de valores sigma que variam entre 0 e 1, que não têm necessariamente que estar igualmente espaçados. Habitualmente, a resolução na camada limite é mais fina e o número de níveis verticais varia entre 10 e 40, apesar de não existir um limite.

À excepção da velocidade vertical que é definida no topo de cada um dos níveis verticais, as restantes variáveis são calculadas a meio de cada camada vertical, no nível referido como *half-sigma*, representado a tracejado na Figura 4.2.

4.2.2.2. Estrutura

Tal como já foi referido, o MM5 é composto por diversos módulos (programas auxiliares) que preparam os dados de entrada para a simulação meteorológica propriamente dita. A Figura 4.4 apresenta a estrutura global do sistema MM5.

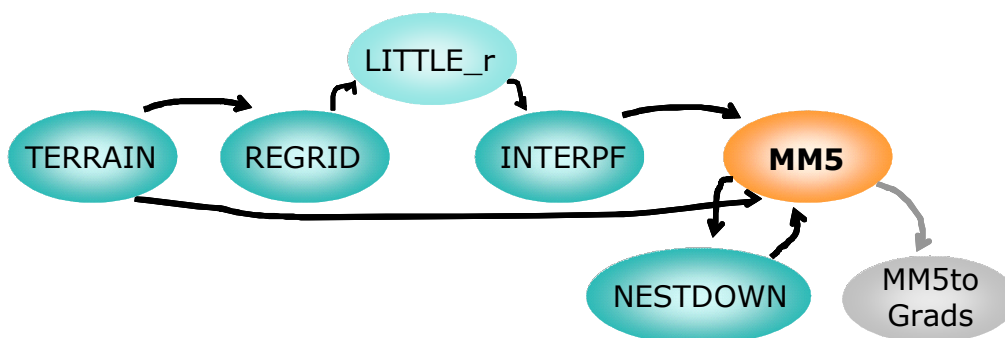


Figura 4.4 – Estrutura do sistema MM5, incluindo os pré e pós-processadores que o compõem.

Como entradas, o modelo necessita de informação relativa à elevação do terreno, uso do solo, vegetação, tipos de solo e dados meteorológicos com diferentes resoluções. Fornece, como saídas, campos tridimensionais de vento, temperatura, humidade relativa, precipitação total, etc. Através dos sub-programas TERRAIN e REGRID, os dados meteorológicos terrestres e isobáricos numa malha de latitude-longitude são interpolados horizontalmente para um domínio de elevada resolução numa das três projecções que o modelo comporta, Lambert Conforme, Mercator, Polar Estereográfica. Deverá ser

escolhida a projecção mais adequada à área de estudo; por exemplo para Portugal, zona de latitudes médias, é aconselhada a projecção Lambert Conforme.

No TERRAIN é definido o domínio de interesse para o estudo, bem como domínios de maior dimensão e menor resolução de forma a que as interpolações de dados sejam efectuadas de forma sequencial, desde uma resolução de escala global (origem dos dados de entrada) até à resolução pretendida. A definição dos domínios é efectuada através da atribuição de valores aos parâmetros: coordenadas latitude-longitude do centro do domínio maior (domínio-mãe), posição de cada domínio no interior do seu domínio mãe, e, para cada domínio, as dimensões x e y, o número de células na grelha e a dimensão da célula (resolução horizontal).

A base de dados global de topografia do USGS (*United States Geological Survey*) está disponível para 6 resoluções (1°, 30', 10', 5', 2' e 30"). A selecção da resolução a utilizar depende da resolução dos domínios de mesoscala escolhidos (para latitudes médias, 1° corresponde aproximadamente a 111 km). Relativamente ao uso do solo e vegetação, existem três tipos de bases de dados: duas de cobertura global com 13 e 25 classes respectivamente, para várias resoluções, e uma de cobertura norte-americana. A base de dados mais usada é a de 25 classes. Com estes dados o TERRAIN produz campos de dados terrestres para todos os domínios que serão usados pelo programa REGRID.

O programa REGRID lê uma grelha de dados meteorológicos de superfície e em níveis de pressão, de diagnóstico (análise ou reanálise) ou de prognóstico, e interpola essas análises a partir da sua grelha e projecção originais para a grelha horizontal e projecção previamente escolhidas no TERRAIN. Estas duas funções são executadas por dois módulos distintos: PREGRID e REGRIDDER (Figura 4.5). O PREGRID lê ficheiros de dados meteorológicos globais para o período de simulação pretendido, com formato GRIB, e extrai os necessários à simulação. O NCAR (*National Center for Atmospheric Research*) e o ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*) [URL 17, URL 18], por exemplo, disponibilizam dados de reanálise (ou seja, já validados, e portanto mais fiáveis) com diferentes resoluções horizontais. Por sua vez, o módulo REGRIDDER associa à informação de terreno, uso do solo e vegetação de cada um dos domínios, os campos de temperatura, componentes horizontais do vento, humidade relativa, níveis de pressão, pressão ao nível do mar, temperatura superficial do oceano e cobertura de neve preparados pelo PREGRID.

No caso de os dados interpolados não terem o detalhe suficiente ao nível da mesoscala, o sub-programa *little_r* permite a inclusão de dados provenientes de observações à superfície ou de radiossondagens.

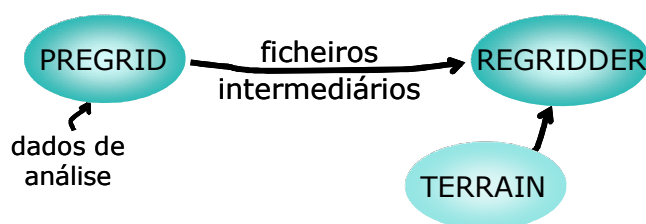


Figura 4.5 – Componentes do programa REGRID.

O sub-programa INTERPF faz a interpolação vertical dos níveis de pressão para os níveis sigma, sistema de coordenadas do MM5, criando campos 2D e 3D para vento, temperatura, humidade e pressão, bem como as condições iniciais e as condições fronteira laterais e de superfície para a inicialização da simulação meteorológica propriamente dita, no programa MM5.

O sub-programa MM5 é o processador numérico de simulação meteorológica do sistema de modelação MM5; resolve numericamente as equações de conservação da pressão, da massa, da quantidade de movimento (u , v , w), da energia e da água, e possui diferentes esquemas de parametrização para as nuvens, camada limite planetária, humidade, radiação e temperatura à superfície, tal como se mostra na Tabela 4.1. A região de estudo, o período de simulação ou o facto de os resultados da modelação poderem ser posteriormente usados por outro modelo que necessite de informação meteorológica como entrada, podem limitar a escolha de uma determinada parametrização por exemplo para as nuvens, ou para a camada limite planetária. A Figura 4.6 esquematiza a ligação entre os vários meios a parametrizar.

Tabela 4.1 – Parametrizações físicas do modelo MM5.

Camada limite planetária	Nuvens	Humidade	Radiação	Superfície
1. Buld 2. High-resolution Blackadar 3. Burk-Thompson 4. Eta 5. MRF 6. Gayno-Seaman 7. Pleim-Chang	1. None 2. Anthes-Kuo 3. Grell 4. Arakawa-Schubert 5. Fritsch-Chappell 6. Kain-Fritsch 7. Betts-Miller 8. Kain-Fritsch 2	1. Dry 2. Stable Precip 3. Warm Rain 4. Simple Ice 5. Mixed-Phase 6. Goddard microphysics 7. Reisner graupel 8. Schultz microphysics	1. Simple cooling 0 or 1. Surface radiation 2. Cloud-radiation 3. CCM2 radiation 4. RRTM longwave	0. Force/restore (Blackadar) 1. Five-Layer Soil model 2. NOAH Land-Surface Model 3. Pleim-Xiu Land-Surface Model

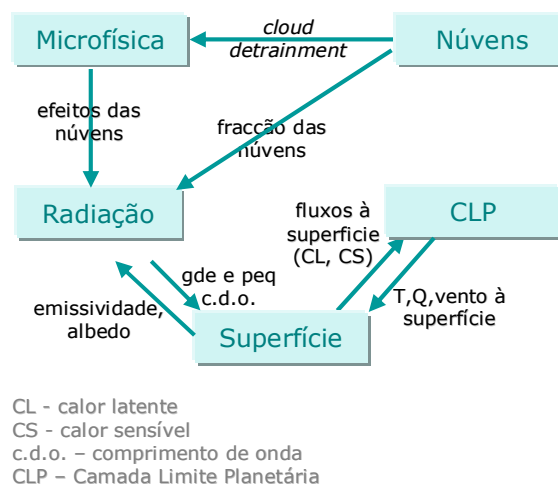


Figura 4.6 – Interligações entre as parametrizações físicas do MM5.

Uma outra ferramenta de que o MM5 dispõe é a assimilação de dados nas 4 dimensões (x, y, z, t) (FDDA). Trata-se de um método que permite incluir observações numa simulação de um modelo físico. As equações do modelo asseguram uma consistência dinâmica, enquanto que as observações mantêm uma proximidade às condições reais e ajudam a colmatar erros e falhas nas análises iniciais e deficiências na física do modelo. O MM5 usa a técnica de aproximação newtoniana (*Newtonian-relaxation*) ou *nudging*, que pode ser aplicada com observações (*station or observational nudging*) e/ou com uma grelha de dados (*analysis or grid nudging*). Neste último caso, o mais usado dado o habitual reduzido número de estações com observações, os termos de aproximação newtoniana são adicionados às equações de prognóstico para o vento, temperatura e humidade. Estes termos induzem o valor do modelo a tender para uma dada análise. O modelo interpola linearmente as análises em grelha (obtidas para o domínio e período de interesse) no tempo, determinando assim o valor para o qual a solução do modelo deve tender. A assimilação de dados constitui, portanto, uma técnica de refinamento dos resultados de uma simulação, e pode ser aplicada na sua forma mais simples (a três dimensões) não sendo necessários dados de entrada adicionais.

No MM5 a capacidade de *nesting* pode ser usada de duas formas: apenas num sentido (*one-way nesting*), em que as condições simuladas para o domínio-mãe são utilizadas para a simulação do domínio-filho, ou em dois sentidos (*two-way nesting*) com uma troca de informação simultânea, a cada *time-step*, entre todos os domínios de simulação, não só do maior para o mais pequeno como também do mais pequeno para o maior, refinando os resultados do domínio-mãe com base na simulação do domínio de maior resolução.

No caso da aplicação da técnica de *two-way nesting* é realizada apenas uma simulação para todos os domínios em simultâneo, o que exige um maior esforço computacional. Em

alternativa, a opção *one-way nesting* implica a simulação de um domínio de cada vez, e exige a aplicação do programa NESTDOWN para produzir as condições iniciais e fronteira para o domínio-filho a partir dos resultados da simulação do domínio-mãe.

Para o tratamento e visualização dos resultados obtidos para uma dada simulação, existe o programa auxiliar MM5toGrads, que, a partir do ficheiro de saída do MM5 em formato binário, permite extrair séries temporais e campos bi e tridimensionais para todas as variáveis meteorológicas simuladas pelo MM5.

4.2.2.3. Análise de Sensibilidade

Um requisito fundamental para utilizar um modelo é a garantia da credibilidade dos resultados, o que significa que um modelo deve fornecer não só os resultados certos, mas a resposta certa para cada problema alvo. Sempre que possível, os resultados de um modelo devem ser comparados com dados observados na região de estudo – processo de validação. A validação de um modelo meteorológico pode ser efectuada para séries temporais de variação de parâmetros de superfície, médias de 10 minutos, horárias, diárias ou mensais, para períodos de simulação de um ou vários dias, meses, um ou vários anos, dependendo do tipo e do objectivo de estudo, com base em dados medidos em estações meteorológicas. A variação em altitude dos valores simulados pode ser validada através de radiossondagens, ou de medições adquiridas a vários níveis de um mastro meteorológico. Esta validação qualitativa pode ser quantificada através de uma análise estatística.

Os indicadores de qualidade reflectem a capacidade que o modelo tem para simular os fenómenos reais. As aplicações de tais indicadores ajudam a compreender as limitações do modelo e fornecem um suporte para a intercomparação de modelos. Deve ser tido em consideração que a avaliação de modelos não pode ser efectuada na base de um único indicador de qualidade, devendo ser identificado e aplicado um conjunto de parâmetros adequado.

O comportamento de um sistema de modelação pode ser avaliado através de uma análise quantitativa do erro introduzida por Keyser e Anthes [1977]. Os parâmetros estatísticos considerados por estes autores são: os desvios padrão dos dados simulados e observados S e S_{obs} , o erro quadrático médio E , e o erro quadrático médio após remoção de um determinado desvio E_{UB} (equações 4.2, 4.3, 4.4 e 4.5, onde ϕ_i e ϕ_{obs} são respectivamente os valores simulados e observados, e ϕ_0 e ϕ_{0obs} as respectivas médias). É possível dizer que a simulação apresenta bons resultados quando $S \approx S_{obs}$, $E < S_{obs}$ e $E_{UB} < S_{obs}$.

$$E = \left(\sum_{i=1}^N (\phi_i - \phi_{obs})^2 / N \right)^{1/2} \quad (\text{eq.4.2})$$

$$E_{UB} = \left(\sum \left[(\phi_i - \phi_0) - (\phi_{iobs} - \phi_{0obs}) \right]^2 / N \right)^{1/2} \quad (\text{eq.4.3})$$

$$S = \left(\sum_{i=1}^N (\phi_i - \phi_0)^2 / N \right)^{1/2} \quad (\text{eq.4.4})$$

$$S_{obs} = \left(\sum_{i=1}^N (\phi_{iobs} - \phi_{0obs})^2 / N \right)^{1/2} \quad (\text{eq.4.5})$$

É importante avaliar o comportamento de um modelo meteorológico não só para várias escalas temporais e espaciais como também para diferentes condições meteorológicas.

Quando um modelo meteorológico é aplicado com a finalidade de fornecer a informação meteorológica de entrada a um modelo de qualidade do ar, a sua validação é particularmente importante, uma vez que a velocidade e direcção do vento são parâmetros cruciais, pois deles depende a dispersão dos poluentes na atmosfera.

De forma a validar o MM5 para a região de Aveiro e avaliar o seu comportamento e a sua sensibilidade a dados de entrada e à resolução horizontal realizou-se um conjunto de simulações, cujas características estão descritas na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Características das simulações efectuadas para a região de Aveiro e para os dias 27 e 28 de Junho de 2001.

Simulação	Domínios	Resolução horizontal e vertical	Parametrizações físicas
1	D1: 41x63 km ² D2: 55x55 km ² D3: 31x31 km ²	54, 18 e 6 km de resolução horizontal 23 níveis verticais	Reisner graupel Grell MRF
2	D1: 41x63 km ² D2: 55x55 km ² D3: 62x62 km ²	54, 18 e 3 km de resolução horizontal 23 níveis verticais	Reisner graupel Grell MRF
3	D1: 82x50 km ² D2: 67x67 km ² D3: 46x34 km ²	45, 15 e 5 km de resolução horizontal 23 níveis verticais	Reisner graupel Grell Mellor-Yamada (Eta)

O estudo de validação teve por base uma campanha meteorológica e de qualidade do ar realizada pelo CESAM (Centro de Estudos do Ambiente e Mar, Universidade de Aveiro) com o intuito de compreender os fenómenos de mesoscala actantes na região, que é fortemente influenciada pelo Oceano Atlântico e com frequentes circulações de brisa costeira. Utilizando as suas capacidades de *nesting* o modelo MM5 foi aplicado a: (i) um domínio maior cobrindo o Sul da Europa e Norte de África, (ii) um primeiro *nesting*

cobrindo a região ocidental da Península Ibérica, e (iii) um segundo *nesting* para parte de Portugal. O modelo foi inicializado com dados globais de reanálise do NCAR/NCEP e aplicado para o período compreendido entre os dias 27 e 29 de Junho de 2001, testando 3 resoluções da malha e duas parametrizações da camada limite para o domínio mais pequeno.

Durante estes dias a Península Ibérica estava sob a influência de um anticiclone num processo de intensificação, favorável ao desenvolvimento de fenómenos meteorológicos de mesoscala. A avaliação dos parâmetros medidos indicou que em todas as estações meteorológicas analisadas a circulação de mesoscala se sobrepõe ao padrão sinóptico, durante a tarde, nos dois dias – a velocidade do vento aumenta durante a tarde, a temperatura diminui num curto espaço de tempo e a humidade relativa aumenta [Ferreira *et al.*, 2003].

A campanha meteorológica realizada, complementada com dados de estações meteorológicas do Instituto de Meteorologia, permitiu avaliar os resultados da simulação em três locais, Aveiro, Anadia e Sangalhos, representados na Figura 4.7, e para três parâmetros, temperatura do ar, velocidade e direcção do vento.

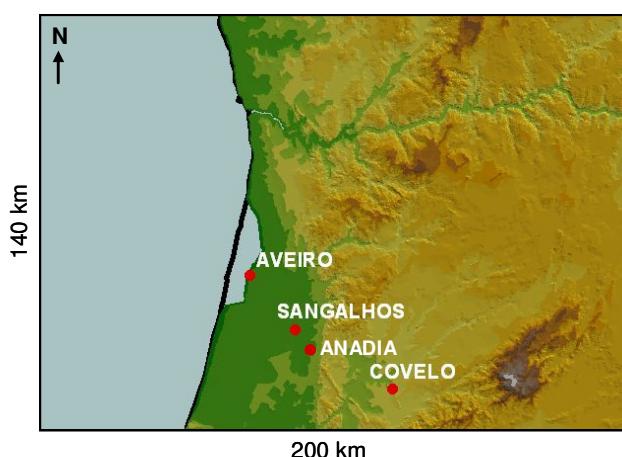


Figura 4.7 – Domínio de simulação (usado na simulação 3) com a localização das estações da campanha experimental (Aveiro, Anadia e Sangalhos, para a validação meteorológica e Covelo, apenas para a validação de qualidade do ar, apresentada mais à frente).

Na Figura 4.8 visualizam-se os resultados obtidos para Aveiro e Sangalhos. Pode observar-se que o modelo MM5 simula bastante bem as condições atmosféricas locais que caracterizam o período considerado; de facto, as saídas do modelo seguem bastante bem a evolução temporal das três variáveis meteorológicas medidas (temperatura do ar, velocidade do vento e direcção), com a excepção da velocidade do vento em Aveiro, que é sobrestimada pelo modelo.

No entanto, de modo a melhor avaliar o comportamento do modelo, e dada a quantidade de dados a comparar, foi aplicada a análise estatística proposta por Keyser e Anthes [1977], apresentando-se na Tabela 4.3 os resultados obtidos.

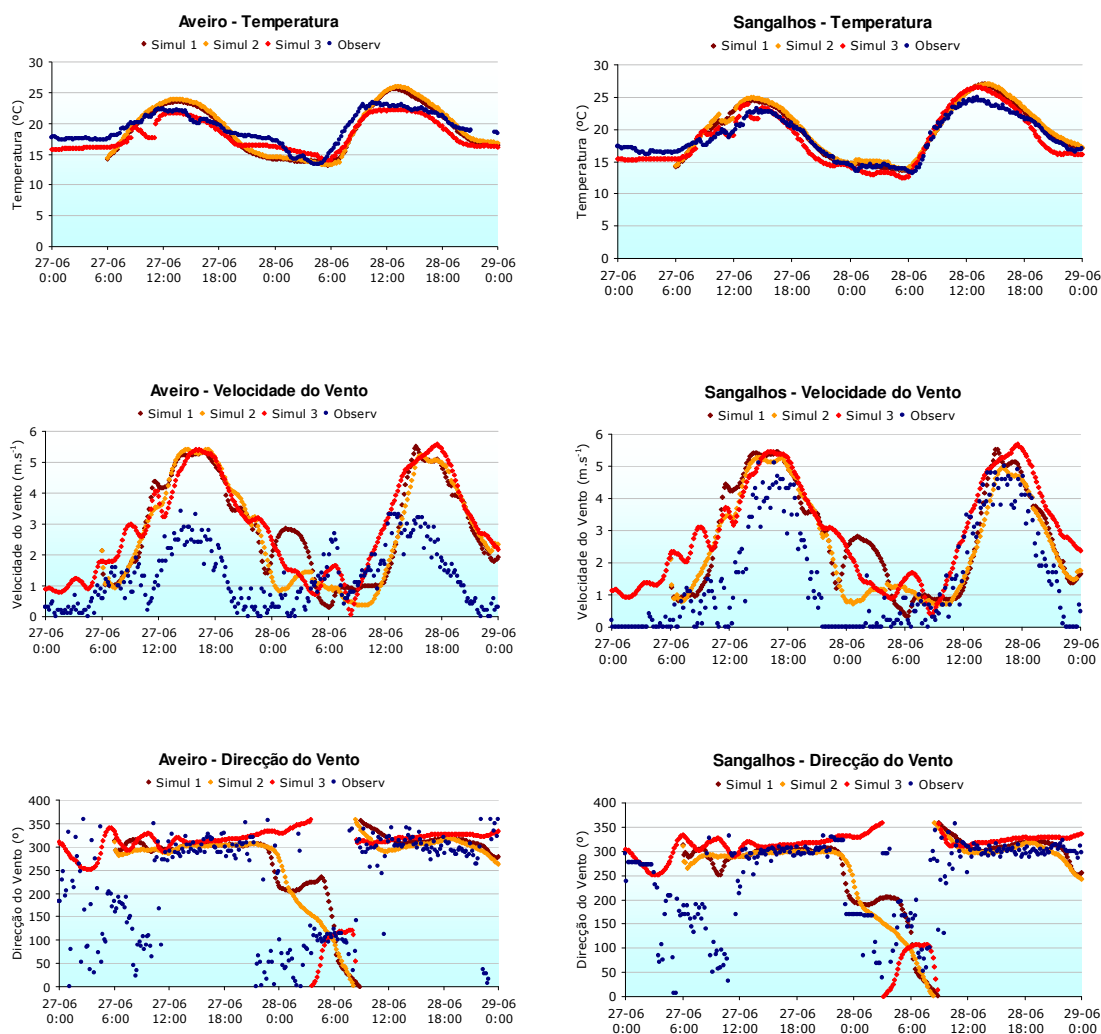


Figura 4.8 – Evolução temporal dos parâmetros meteorológicos observados e dos valores simulados em Aveiro e Sangalhos, para as 3 simulações realizadas.

No que respeita à temperatura do ar, os parâmetros estatísticos E/S_{obs} e E_{UB}/S_{obs} são consistentes com as exigências acima especificadas, todos os resultados são inferiores a 1. A estação de Aveiro apresenta a pior relação entre os valores medidos e valores simulados para a temperatura do ar (parâmetro S/S_{obs}), apesar dos resultados se aproximarem da unidade. A justificação para tal comportamento poderá estar relacionada com o facto de a estação de Aveiro estar muito perto da costa, onde o uso do solo no

modelo pode ser mais variável, nomeadamente na célula de onde se retiram os valores simulado para comparação com os observados.

Tabela 4.3 – Resultados da análise estatística efectuada para as simulações 1, 2 e 3.

Simulação			Aveiro	Anadia	Sangalhos
Temperatura	1	S/S _{obs}	1,50	0,95	1,21
		E/S _{obs}	0,68	0,40	0,46
		E _{UB} /S _{obs}	0,68	0,38	0,34
	2	S/S _{obs}	1,45	0,95	1,22
		E/S _{obs}	0,66	0,38	0,40
		E _{UB} /S _{obs}	0,64	0,38	0,35
	3	S/S _{obs}	0,50	0,95	1,24
		E/S _{obs}	0,62	0,35	0,39
		E _{UB} /S _{obs}	1,81	0,31	0,36
Velocidade do Vento	1	S/S _{obs}	1,02	1,77	0,96
		E/S _{obs}	0,77	2,14	0,82
		E _{UB} /S _{obs}	0,72	1,54	0,61
	2	S/S _{obs}	0,96	1,74	1,03
		E/S _{obs}	0,87	2,18	0,95
		E _{UB} /S _{obs}	0,82	1,54	0,70
	3	S/S _{obs}	0,80	1,61	0,93
		E/S _{obs}	0,54	2,08	1,00
		E _{UB} /S _{obs}	0,62	1,23	0,51
Direcção do Vento	1	S/S _{obs}	0,89	0,57	0,80
		E/S _{obs}	0,82	1,02	0,92
		E _{UB} /S _{obs}	0,80	0,91	0,91
	2	S/S _{obs}	1,04	0,60	0,82
		E/S _{obs}	1,00	1,12	0,98
		E _{UB} /S _{obs}	0,98	0,98	0,94
	3	S/S _{obs}	0,93	0,66	0,99
		E/S _{obs}	0,98	1,22	1,33
		E _{UB} /S _{obs}	1,08	1,03	1,23

Para a velocidade do vento os piores resultados foram obtidos para a estação de Anadia, para todos os parâmetros estatísticos. As estações de Aveiro e Sangalhos apresentam boas correlações estatísticas. As estatísticas referentes à direcção do vento foram bastante boas. Saliente-se que este estudo demonstrou que não se verifica uma diferença significativa entre as 2 resoluções simuladas, 3 e 6 km. Também não se denotam melhorias na utilização de uma ou outra parametrização da camada limite; apenas em Aveiro com a parametrização Eta, os valores simulados para a temperatura se aproximam mais dos observados (Figura 4.8).

Com vista a avaliar o desempenho do modelo MM5 no que diz respeito aos perfis verticais dos principais parâmetros meteorológicos, efectuou-se um conjunto de simulações para a região de Lisboa, uma vez que a estação meteorológica do Aeroporto de Lisboa é a única, em Portugal, que possui equipamento para a medição de variáveis meteorológicas através de radiossondagens.

Foram testadas duas parametrizações da camada limite (Eta e MRF) e para alguns dos 6 dias individualizados simulados, considerou-se o domínio de interesse com áreas diferentes, de forma a averiguar se o tamanho do domínio influencia os resultados numa

célula central do domínio. O MM5 foi inicializado com dados globais de 1º de resolução do FNL-NCEP [URL 17] e foi feita assimilação de dados (*grid FDDA*) para todos os domínios. As especificações das simulações estão resumidas na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 - Características das simulações efectuadas para a região de Lisboa, para a validação dos perfis verticais simulados pelo MM5.

Dia	Domínios	Resolução horizontal e vertical	Parametrizações físicas
1, 2, 3 (17 Abr 2003 4 Maio 2003 12 Maio 2003)	D1: 41x63 km ² D2: 55x55 km ² D3: 51x51 km ² D4: 29x29 km ²	60, 20, 4 e 1 km de resolução horizontal	Simple Ice Grell ETA / MRF
4, 5, 6 (12, 13 e 14 Out 2003)	D1: 41x63 km ² D2: 55x55 km ² D3: 51x51 km ² D4 ₁ : 29x29 km ² / D4 ₂ : 49x49 km ²	23 níveis verticais, 5 abaixo dos 200m	Simple Ice Grell ETA / MRF ₁ / MRF ₂

Na Figura 4.9 e na Figura 4.10 apresentam-se os perfis verticais simulados pelo MM5 e observados (radiossondagens realizadas no aeroporto de Lisboa) para a temperatura potencial e para a velocidade do vento, às 12h dos dias 1, 2 e 3, e 4, 5 e 6, respectivamente. Os resultados mostram que relativamente à temperatura potencial, o MM5 simula razoavelmente bem a sua evolução em altitude, não se denotando diferenças significativas entre as duas parametrizações da camada limite testadas, embora se verifique uma tendência para melhor desempenho com a parametrização Eta. A variação da velocidade do vento em altitude é um parâmetro bastante mais difícil de simular, como se pode verificar pelo não acompanhamento dos valores observados, especialmente abaixo dos 2000 metros. Nos dias de simulação 1, 2 e 3 (Tabela 4.4), a variação do vento na vertical apresenta um perfil logarítmico que não se verifica nos valores medidos. Nos dias 4 e 5 (Tabela 4.4) o modelo não capta a variação da intensidade do vento à superfície.

Saliente-se que em todas as simulações do MM5 realizadas se considerou um *spin-up* de 6h, ou seja, a simulação iniciou-se 6 horas antes do início do período de interesse, de forma a ajustar a circulação imposta pelos dados de entrada às condições dentro dos domínios.

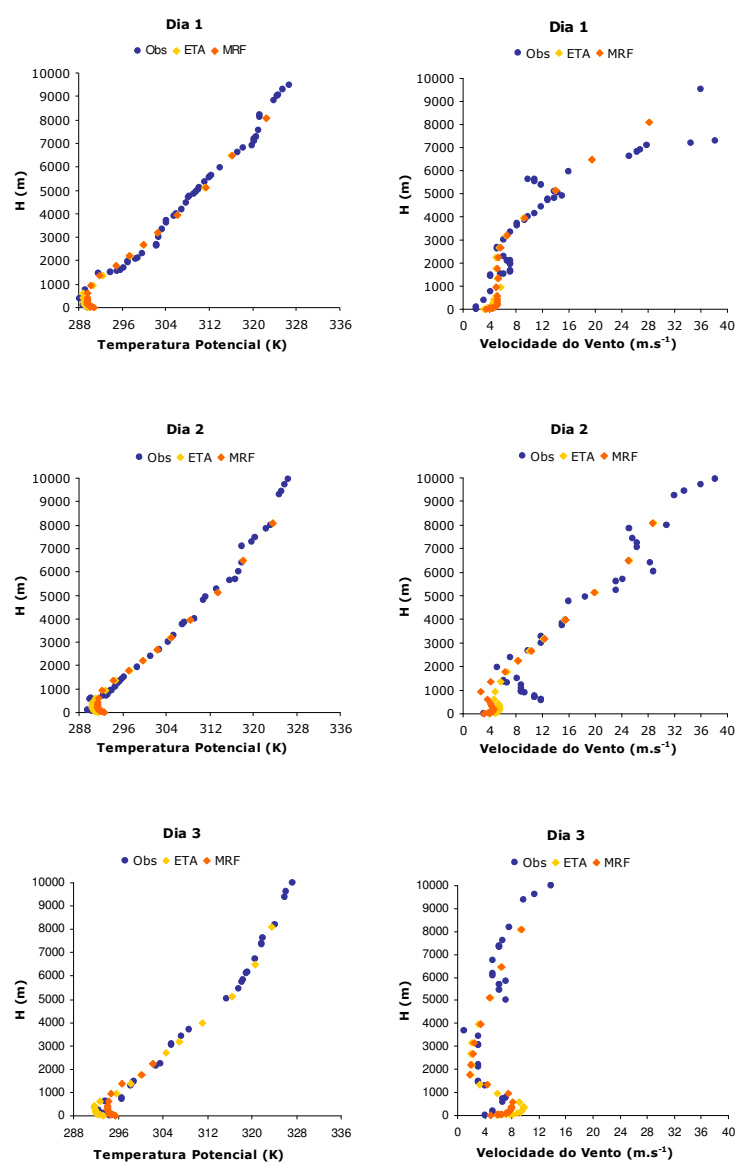


Figura 4.9 – Perfis verticais de velocidade do vento e de temperatura potencial simulados e observados na estação meteorológica do Aeroporto de Lisboa, às 12h, para os dias 1, 2 e 3 descritos na Tabela 4.4.

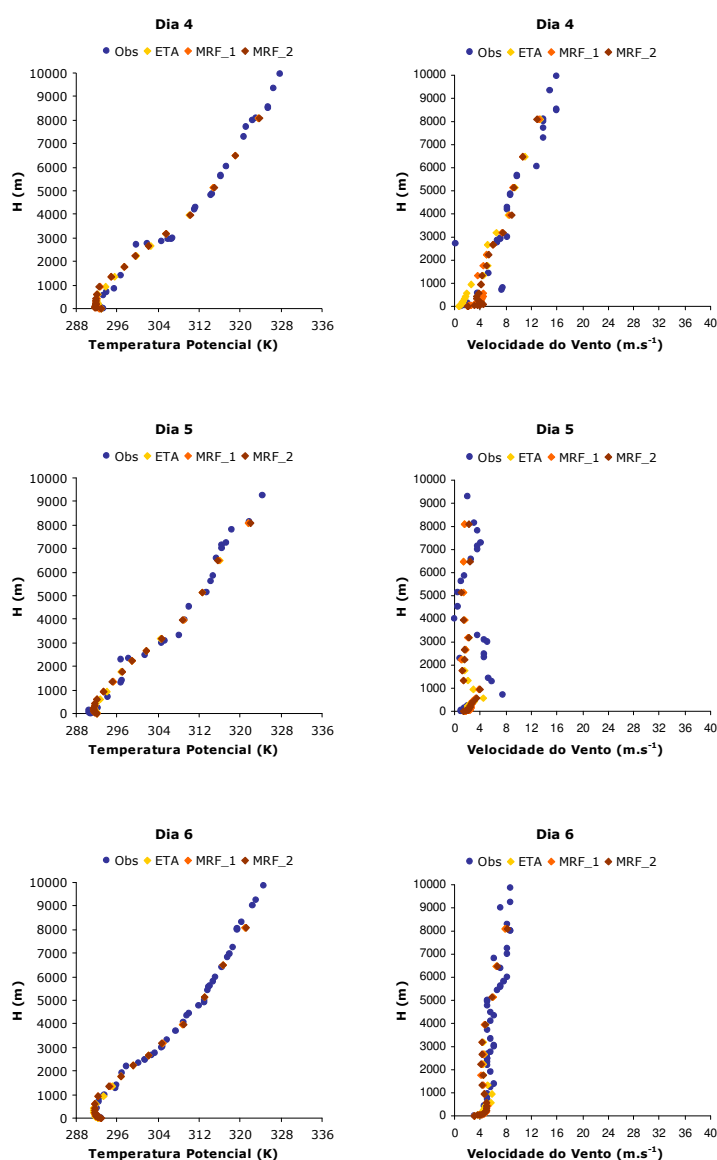


Figura 4.10 - Perfis verticais de velocidade do vento e de temperatura potencial simulados e observados na estação meteorológica do Aeroporto de Lisboa, para os dias 4, 5 e 6 descritos na Tabela 4.4.

4.2.3. Simulação de longo prazo

A aplicação e avaliação do modelo MM5, realizada no âmbito deste e de outros trabalhos já referidos, tem demonstrado o seu bom desempenho e a sua versatilidade, o que levou a considerá-lo adequado a uma simulação de longo prazo para Portugal.

A aplicação do sistema MM5 a um período curto, de alguns dias, pode ser realizada mediante a execução em cadeia dos vários programas que compõem o sistema, apresentados em §4.2.2.2 (pág.57). No entanto, quando se pretende fazer uma aplicação de longo prazo, para um ano por exemplo, é moroso e dispendioso em termos de tempo fazer a simulação por etapas.

No âmbito deste trabalho recorreu-se a uma estrutura de *scripts* já desenvolvida para o sistema de qualidade do ar MM5-CHIMERE [Monteiro *et al.*, 2005b] e que permite fazer a simulação dos vários programas do sistema MM5 para períodos sequenciais de cinco dias, do dia 0 ao dia 5, considerando um *spin-up* de 6 horas, como esquematiza a Figura 4.11. O utilizador apenas executa uma *script* para cada mês do ano de interesse que contém os períodos de cinco dias automaticamente definidos.

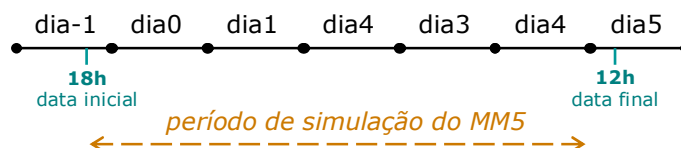


Figura 4.11 – Representação esquemática da simulação do sistema MM5 para um período de cinco dias.

4.3. Modelação da Qualidade do Ar

Tendo como alicerce a estratégia comunitária de controlo e protecção da qualidade do ar e saúde, e a legislação implementada para a gestão do recurso ar, os modelos de qualidade do ar são tidos como ferramentas úteis de apoio ao desenvolvimento de políticas, apoio à decisão, avaliação de cenários e estratégias de redução de emissões, e como plataformas de investigação, para o conhecimento do comportamento físico e químico da atmosfera.

4.3.1. Modelos de qualidade do ar

Usualmente, uma ferramenta numérica de avaliação da qualidade do ar é constituída não só por um modelo, mas sim por um conjunto de modelos, denominando-se assim como um sistema de modelos, em que os resultados de um ou vários modelos são entradas necessárias à execução de outros.

A Figura 4.12 apresenta a estrutura típica de um sistema de modelos de qualidade do ar, com as suas duas componentes principais: um modelo meteorológico com características já abordadas no ponto §4.2 e um modelo químico, cujas dados de entrada seguidamente se enunciam:

- Meteorologia – campos bidimensionais e tridimensionais dos parâmetros meteorológicos de acordo com os requisitos do modelo químico a usar (temperatura, humidade, direcção e velocidade do vento, precipitação, energia cinética turbulenta, ...).
- Emissões – biogénicas e antropogénicas para cada célula do domínio de interesse, de fontes em área, em linha e pontuais, e para cada espécie química que o mecanismo químico contempla, incluindo as espécies e categorias de COV e/ou de PM consideradas. Frequentemente, um sistema de qualidade do ar inclui um modelo de

cálculo de emissões para a produção das grelhas de emissões para a simulação química. O detalhe nos dados de emissões depende consideravelmente da qualidade do inventário de emissões disponível. Hoje em dia ainda se denota alguma falta de conhecimento ao nível das fontes emissoras de partículas primárias em função do seu tamanho e composição que se repercute em incertezas na quantificação e especiação das emissões totais.

- Dados fisiográficos – informação em grelha de parâmetros de superfície como topografia, uso do solo e tipos de vegetação. Este tipo de informação poderá ser uma entrada do modelo químico ou estar incluído nas saídas do modelo meteorológico.
- Condições Iniciais e Fronteira – as condições iniciais são especificadas com o objectivo de inicializar a simulação e são definidas para as espécies químicas principais a simular com base em concentrações típicas ou em médias medidas ou anteriormente modeladas para a região de estudo. É também necessário considerar valores de concentração para as fronteiras do modelo. A escassez de medições em altura leva a que, para a definição das condições iniciais e fronteira para o domínio 3D de simulação, se recorra aos resultados de um modelo global ou, alternativamente, à técnica de *nesting*, ou seja, faz-se inicialmente a simulação para um domínio maior, com uma resolução mais grosseira e de seguida, ou simultaneamente, em *two-way nesting*, a simulação para o sub-domínio e resolução de interesse, tendo os resultados do domínio como condições iniciais e fronteira para o sub-domínio. [Reid *et al.*, 2003].

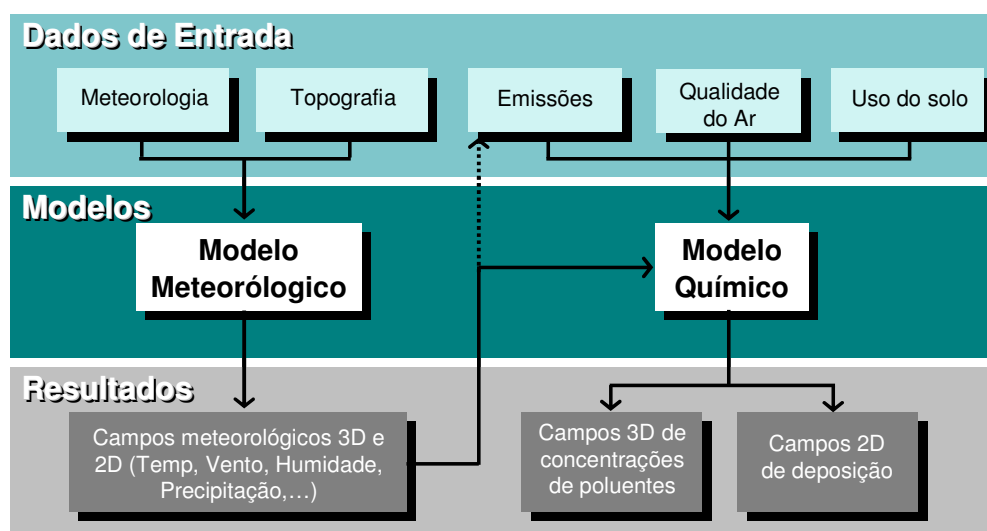


Figura 4.12 – Estrutura, incluindo entradas e saídas, de um sistema de modelos de Qualidade do Ar.

Um modelo euleriano, particularmente de escala regional, inclui na sua formulação vários processos físicos e químicos tais como transporte, transformações físicas e químicas e deposição. O transporte envolve o movimento de poluentes em massas de ar na atmosfera. Considera os processos químicos em fase gasosa activados pela radiação

solar, e as reacções em fase aquosa (nas gotículas das nuvens) e na superfície das partículas. Os produtos de algumas reacções em fase gasosa condensam, tomando a forma de partículas muito pequenas. Os processos segundo os quais estas partículas se formam e aumentam de volume são contemplados na formulação física do modelo. Os poluentes atmosféricos depositam-se à superfície da Terra por deposição seca quando o poluente colide e fica retido à superfície e por deposição húmida quando são incorporados em gotículas de água ou cristais de gelo, e consequentemente removidos por precipitação [Seinfeld e Pandis, 1998].

Os modelos eulerianos que têm sido mais amplamente usados, tal como já foi referido no ponto §1.2 são o Models3-CMAQ [URL 7], o CHIMERE [Schmidt *et al.*, 2001; URL 8] e o CAMx, dada a sua livre disponibilidade e versatilidade que permite a ingestão de dados meteorológicos simulados pelos dois modelos meteorológicos de mesoscala MM5 e RAMS. Estes sistemas de modelos têm revelado um bom comportamento em muitas aplicações já realizadas, inclusivamente em análises intercomparativas.

A escolha do modelo de qualidade do ar a aplicar a um dado estudo prende-se essencialmente com o tipo de aplicação pretendida. Sem dúvida, o facto de estar livremente disponível é um factor a considerar; no entanto, isso não implica que seja o mais adequado a uma dada situação. É importante ter em conta se as formulações físicas e químicas do modelo contemplam as espécies químicas objecto da simulação requerida. Se as partículas forem o poluente alvo, o modelo deve incluir reacções em fase gasosa e em fase aquosa, que envolvam NO_x , SO_2 , COV, amónia, e até reacções heterogéneas que ocorrem à superfície das partículas. Para além da abordagem correcta do transporte e difusão, os processos de formação e crescimento das partículas devem ser abrangidos, e o modelo deve ser capaz de acompanhar a evolução da massa das partículas em função do seu tamanho, assim como os processos de deposição seca e húmida. Contudo, a complexidade de um modelo dita a eficiência temporal e computacional do seu desempenho. Há que estabelecer um compromisso entre a facilidade de aquisição, implementação, a exigência de grande volume de dados de entrada e de capacidade computacional, e as características, formulação, potencialidades e tempo de simulação de um modelo, no processo de escolha.

4.3.2. Modelo CAMx

O modelo de qualidade do ar CAMx (*Comprehensive Air Quality Model with extensions*) foi desenvolvido pela *ENVIRON International Corporation*, sediada em Novato, Califórnia, Estados Unidos. Tal como o MM5, está acessível a toda a comunidade científica através da Internet [URL 19]. Dado ser um dos modelos mais usados pela comunidade científica e não só, e atendendo a que o seu desempenho o coloca a par de outros modelos bastante difundidos (CHIMERE, CMAQ), seleccionou-se o modelo de qualidade do ar CAMx para o presente trabalho. O facto de o modelo CAMx seguir a estrutura, em termos de química

na fase gasosa, do modelo UAM-IV (*Urban Airshed Model IV* da EPA) que já foi aplicado e validade para várias regiões de Portugal [Barros, 1999; Miranda *et al.*, 2002; Monteiro, 2003] também pesou nesta selecção.

4.3.2.1. Princípios

O CAMx é um modelo Euleriano fotoquímico que permite a avaliação integrada da poluição atmosférica fotoquímica e particulada (ozono, PM₁₀, PM_{2.5}, poluentes tóxicos e mercúrio) numa gama de várias escalas, da urbana à continental [ENVIRON, 2005].

Simula a emissão, dispersão, reacções químicas e remoção de poluentes na baixa troposfera através da resolução da equação da continuidade para cada espécie química num sistema de grelhas tridimensionais encaixadas (*nested three-dimensional grids*).

A equação Euleriana da continuidade descreve a dependência temporal da concentração média das espécies (massa volúmica, $C_i(t)$) em cada volume da célula da grelha como a soma de todos os processos físicos e químicos que ocorrem naquele volume:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = \underbrace{-\nabla_H \cdot \vec{V}_H C_i}_{\text{Advecção horizontal}} + \underbrace{\left[\frac{\partial(C_i \eta)}{\partial z} - C_i \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{\partial h}{\partial t} \right) \right]}_{\text{Transporte vertical}} + \underbrace{\nabla \cdot \rho K \nabla (C_i / \rho)}_{\text{Difusão turbulenta}} + \left. \frac{\partial C_i}{\partial t} \right|_{\text{Química}} + \left. \frac{\partial C_i}{\partial t} \right|_{\text{Emissão}} + \left. \frac{\partial C_i}{\partial t} \right|_{\text{Remoção}}$$

onde:

V_H - vector horizontal de vento,

η - fluxo de transporte vertical (*net vertical "entrainment rate"*),

h - altura da camada, ρ - massa volúmica do ar,

K - coeficiente de difusividade turbulenta

A equação da continuidade é numericamente resolvida no tempo para uma série de intervalos de tempo (*time steps*). Em cada *time step* a equação da continuidade é substituída por uma abordagem de operador-divisor que calcula a contribuição individualizada de cada processo para a concentração de um poluente, em cada célula da grelha.

As representações físicas e químicas e os métodos numéricos usados no CAMx para cada termo da equação da continuidade estão sumariados na Tabela 4.5. A química consiste na resolução simultânea de um conjunto de equações de reacções definidas por mecanismos químicos específicos. A remoção de poluentes inclui a absorção superficial seca (deposição seca) e a remoção húmida por precipitação líquida.

A deposição seca é um mecanismo de remoção importante, mas não é tratada explicitamente como um processo independente. Alternativamente, as velocidades de deposição para cada espécie são calculadas com base nas propriedades das espécies químicas e nas condições locais meteorológicas e de superfície, e usadas como condições fronteira de superfície para a difusão vertical.

Tabela 4.5 – Resumo dos módulos do CAMx para os principais processos físicos adaptado de [ENVIRON, 2005].

Módulo	Física e Química do modelo	Método numérico
Advecção/ Difusão horizontal	Equação euleriana da continuidade aproximada à teoria dos K	Bott ou PPM para advecção, difusão explícita
Transporte vertical/ difusão	Equação euleriana da continuidade aproximada à teoria dos K	Advecção e difusão implícitas
Química da fase gasosa	Mecanismos químicos Carbon Bond IV ou SAPRC99	ENVIRON CCM solver, IEH solver ou LSODE
Química dos aerossóis		RADM-AQ, ISORROPIA, SOAP
Deposição seca	Modelos de resistência distintos para gases e aerossóis	Velocidade de deposição como condição fronteira de superfície para a difusão vertical
Deposição húmida	Modelos de remoção distintos para gases e aerossóis	Absorção em função da taxa de precipitação, conteúdo de água líquida das nuvens, solubilidade e difusividade do gás, tamanho das partículas

O esquema da Figura 4.13 descreve a ordem pela qual o modelo executa os vários passos necessários a uma dada simulação.

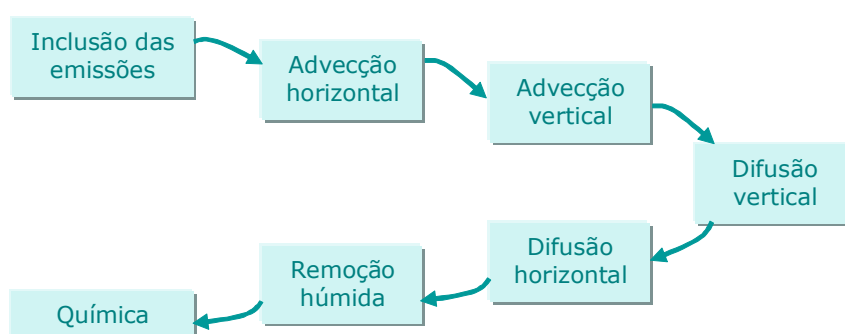


Figura 4.13 – Ordem de execução dos vários passos que o modelo CAMx numa simulação.

Apesar de a advecção ser tratada separadamente nas direcções x (este-oeste), y (norte-sul) e z (vertical), a ligação numérica entre estas componentes foi desenvolvida de forma a preservar a conservação da massa e o campo de massa volúmica em cada intervalo de tempo (*time step*). Este procedimento torna o modelo flexível à utilização de

diversos tipos de modelos meteorológicos, resoluções de grelha, projecções e estruturas verticais para caracterizar o transporte.

As concentrações de poluente estimadas pelo CAMx são dadas no centro da célula da grelha, representando a concentração média em toda a célula. Para o cálculo do transporte e da química, o CAMx quantifica o estado da atmosfera em cada célula através dos campos meteorológicos fornecidos como entradas do modelo. A estrutura horizontal da grelha no CAMx segue a configuração designada por "Arakawa C" (Figura 4.14). As variáveis de estado como a temperatura, a pressão, a humidade e o conteúdo de água das nuvens são consideradas no centro da célula, tal como as concentrações, representando as condições médias da respectiva célula. As componentes do vento e os coeficientes de difusão são dados no centro da interface das células de forma a caracterizar os processos de transferência de massa de e para cada célula.

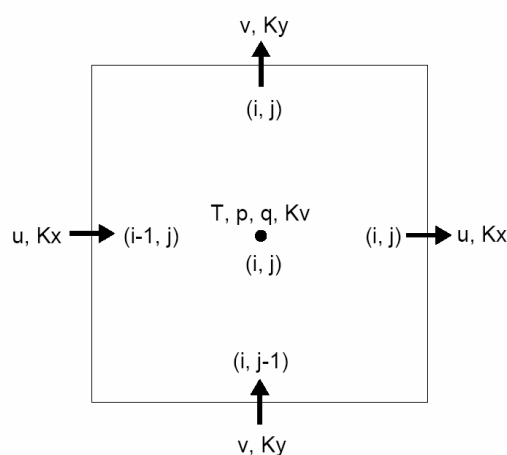


Figura 4.14 – Representação horizontal da configuração da grelha "Arakawa C" usada no CAMx [ENVIRON, 2005].

A estrutura vertical da grelha é definida externamente, portanto as alturas da camada de interface podem ser especificadas como qualquer função arbitrária do espaço e/ou do tempo. Esta flexibilidade na definição das estruturas horizontal e vertical da grelha permite configurar o CAMx de forma a compatibilizá-lo com a grelha de qualquer modelo meteorológico usado.

As variáveis escalares são definidas no centro de cada camada vertical. As variáveis, cujas componentes pertencem a campos vectoriais, que descrevem o transporte de massa na interface das camadas, o coeficiente de difusão vertical (K_v) e a taxa de remoção (η) vertical, que são definidas horizontalmente no centro da célula, estão localizadas no topo da camada vertical, na interface.

O CAMx tem, tal como o MM5, a capacidade de *nesting*, que permite numa mesma simulação definir um domínio de estudo à escala regional com uma resolução grosseira, e dentro dele, seleccionar áreas mais pequenas, objectos de um estudo mais detalhado, e portanto com uma maior resolução horizontal e vertical. Esta ferramenta no CAMx é

executada em dois sentidos (*two-way nesting*), ou seja, as concentrações de poluentes são propagadas de uns domínios para os outros durante a simulação. Esta capacidade permite uma aplicação “custo-eficaz” em áreas grandes onde ocorre transporte regional, e ao mesmo tempo, processa resultados para uma resolução fina detectando impactes de escala local nas áreas seleccionadas (domínios-filhos).

A resolução vertical dos domínios-filhos deverá ser compatível com a resolução vertical do domínio-mãe, apenas sendo permitida a bipartição de camadas do domínio-mãe, tal como ilustra a Figura 4.15. Esta informação é fornecida ao CAMx através dos dados de entrada de altitude/pressão produzidos pelo modelo meteorológico.

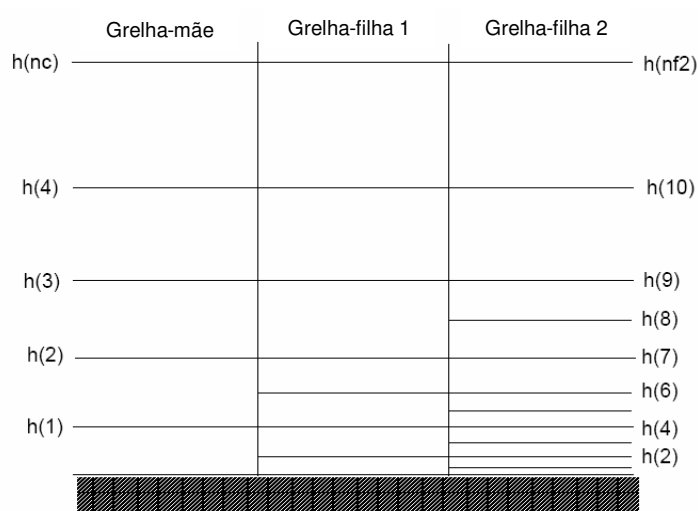


Figura 4.15 – Representação esquemática da estrutura vertical da grelha do CAMx, adaptado de [ENVIRON, 2005].

O CAMx inclui 5 mecanismos químicos, 4 derivados do *Carbon Bond IV* (CB-IV) e o SAPRC99, como mostra a Tabela 4.6. Os mecanismos 2 e 3 constituem duas versões do mecanismo original CB-IV, cuja especiação é baseada nas ligações dos átomos de carbono das espécies. Distingue-os a química do isopreno: a original no mecanismo 2 e, no mecanismo 3, a mais recente, menos reactiva para razões COV/NO_x baixas e médias, podendo no entanto produzir mais ozono sob condições limitantes de NO_x, dado incluir processos de remoção de NO_x mais deficientes. O mecanismo 1 deriva do mecanismo 3 com a adição da química do cloro reactivo (reacções com o Cl₂, Cl e ClO). Para simular as concentrações de gases e partículas, usa-se o mecanismo 4 que inclui a química dos aerossóis e, opcionalmente, do mercúrio.

O mecanismo SAPRC99 é uma alternativa ao CB-IV. Trata-se de um mecanismo actualizado e mais complexo, com uma abordagem diferente do CB-IV relativamente à especiação de COV.

Tabela 4.6 – Mecanismos químicos implementados no CAMx [ENVIRON, 2005].

Mecanismos químicos	Descrição
2	CB-IV [Gery <i>et al.</i> , 1989] química de fase gasosa reacções de terminação radical-radical necessárias à modelação regional, 91 reacções e 36 espécies (24 gases e 12 radicais).
3	Mecanismo 2 com uma actualização da química do isopreno baseado em Carter [1996], 96 reacções e 37 espécies (25 gases e 12 radicais).
1	Mecanismo 3 com química do cloro reactivo, 110 reacções e 48 espécies (34 gases e 14 radicais).
4	Mecanismo 3 incluindo química dos aerossóis e do mercúrio: formação de aerossóis orgânicos secundários a partir de gases condensáveis, química de PM em fase aquosa, termodinâmica de PM inorgânicas, evolução do tamanho do aerossol, e diversas reacções inorgânicas apropriadas à modelação regional, 117 reacções e 67 espécies (37 gases, 18 PM, e 12 radicais).
5	Mecanismo de fase gasosa SAPRC99 [Carter, 2000]. 211 reacções e 74 espécies (56 gases e 18 radicais).
10	Mecanismo químico a definir pelo utilizador, desenvolvido para espécies gasosas e/ou particuladas.

4.3.2.2. Estrutura

O CAMx, tal como o MM5, e dada a diversidade de dados de entrada requeridos, necessita de um conjunto de programas auxiliares, como mostra a Figura 4.16, que formatam a informação de entrada de acordo com as exigências do modelo propriamente dito. A Tabela 4.7 resume os dados de entrada necessários ao modelo CAMx e que são produzidos pelos vários pré-processadores, disponibilizados pela ENVIRON e adaptados para as mais comuns utilizações por parte da comunidade científica. Tal facto levou a que, para a implementação do sistema MM5-CAMx a aplicar em Portugal, algumas alterações tenham sido feitas em parte destes programas (nomeadamente nos relativos às emissões), de acordo com o tipo de dados de entrada a utilizar, e já previamente tratados para o modelo UAM-IV [USEPA, 1990], cuja estrutura interna e formato de dados se assemelham ao CAMx [ENVIRON, 2005].

Relativamente à componente meteorológica de entrada, o CAMx requer cinco tipos de dados, incluindo altitude/pressão, ventos, temperatura, humidade, nuvens/chuva e difusividade vertical. Neste trabalho, dado que o modelo meteorológico usado é o MM5, estes campos tridimensionais são preparados pelo pré-processador MM5CAMx a partir da transformação dos campos meteorológicos horários de saída do MM5, e atendendo ao facto de o CAMx comportar a configuração de malha Arakawa-C em vez de Arakawa-B usada no MM5 [Griffies *et al.*, 2000].

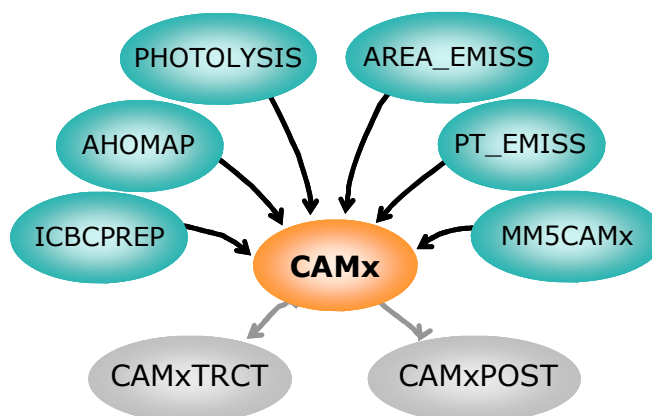


Figura 4.16 – Estrutura do modelo CAMx, incluindo os pré e pós-processadores que o compõem.

Tabela 4.7 – Dados de entrada necessários ao CAMx [ENVIRON, 2005].

Classes de dados	Tipo de dados
Meteorologia (fornecido por um modelo meteorológico)	Campos 3-D: - estrutura vertical da grelha - componentes horizontais do vento - temperatura - humidade - pressão - difusividade vertical - cobertura de nuvens/ precipitação
Qualidade do Ar (obtidos por dados medidos em estações de qualidade do ar)	Campo de concentrações iniciais Campo de concentrações fronteira Concentrações de topo (constantes no espaço e no tempo)
Emissões (fornecidas por um modelo de emissões)	Fontes de emissão pontuais Fontes de emissão em grelha - móveis - área - biogénicas
Geografia (obtido em bases de dados de uso do solo, cobertura vegetal, cobertura de neve)	Características da superfície, em grelha - uso do solo/ cobertura vegetal - albedo de superfície - cobertura de neve - delimitação terra-água - rugosidade
Fotólise (derivado de medições de satélite ou modelos de transferência radiativa)	Propriedades radiativas da atmosfera, - códigos de opacidade em grelha - códigos de coluna de ozono em grelha - tabelas de taxas de fotólise

A estrutura vertical, em camadas, do CAMx é definida a partir da estrutura em coordenadas sigma do MM5, e portanto varia no espaço. É permitido efectuar uma média vertical às camadas do MM5 para uma estrutura mais grosseira no CAMx.

Os campos de difusividade vertical (K_v) podem ser obtidos de várias formas a partir das saídas do MM5. Se estas incluírem dados para a energia cinética turbulenta (TKE), estes poderão ser usados para o cálculo da difusividade vertical. Caso contrário, este parâmetro pode ser derivado a partir do vento, temperatura ou altura da CLP (Camada Limite Planetária). De forma a obter TKE como uma saída do MM5, deverão ser seleccionadas as opções *Burk-Thompson* ou *Eta* como parametrização da CLP na simulação meteorológica.

A informação topográfica e de uso do solo necessária a aplicação do modelo CAMx a uma dada região provém do modelo meteorológico usado. Para a aplicação a Portugal Continental, a topografia e uso do solo para o domínio de estudo é parte integrante dos dados de saída da simulação meteorológica com o modelo MM5. A grelha de uso do solo é construída também a partir do pré-processador MM5CAMx, que, para a resolução horizontal do domínio de estudo, agrega as 24 classes de uso de solo que o MM5 considera nas 11 categorias consideradas pelo CAMx, e apresentadas na Tabela 4.8.

Tabela 4.8 – Categorias de uso do solo consideradas pelo CAMx, e os correspondentes valores de albedo UV e de rugosidade para cada estação do ano [ENVIRON, 2005].

Nº	Categoria de uso do solo	Rugosidade – z_0 (m)				Albedo UV
		Primavera	Verão	Outono	Inverno	
1	Urbano	1,00	1,00	1,00	1,00	0,08
2	Agricultura	0,03	0,20	0,05	0,01	0,05
3	Campo de pastagens	0,05	0,10	0,01	0,001	0,05
4	Floresta temperada	1,00	1,30	0,80	0,50	0,05
5	Floresta de coníferas/ Zona húmida	1,30	1,30	1,30	1,30	0,05
6	Floresta mista	1,15	1,30	1,05	0,80	0,05
7	Água	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,04
8	Zonas áridas	0,002	0,002	0,002	0,002	0,08
9	Zonas húmidas não florestadas	0,20	0,20	0,20	0,05	0,05
10	Misto agricultura/ pastagem	0,04	0,15	0,03	0,006	0,05
11	Zona rochosa	0,30	0,30	0,30	0,15	0,05

A grelha de uso do solo, para além de ser uma entrada directa no modelo CAMx, é também utilizada para o cálculo do albedo ultravioleta na preparação dos dados de albedo/opacidade/ozono pelo pré-processador AHOMAP. Este programa necessita ainda de dados globais de coluna de ozono para o período de simulação, disponíveis na base de dados TOMS (*Total Ozone Mapping Spectrometer*) [URL 20], para a distribuição espacial e temporal do albedo ultravioleta da superfície (albedo UV), densidade da coluna de ozono, e turvação para um domínio e um período específicos. Geralmente usam-se 5 classes de

coluna de ozono, 5 para albedo e 3 para opacidade. Estes parâmetros são essenciais em simulações fotoquímicas uma vez que determinam a variação espacial e temporal das taxas de fotólise. Opcionalmente, podem também ser compilados campos dos parâmetros cobertura de neve (caso exista neve, influencia a rugosidade da superfície, as resistências da superfície para a deposição seca, e a química dado que o albedo toma o valor máximo), delimitação terra/oceano e rugosidade da superfície.

Os dados tratados no AHOMAP são então necessários ao programa PHOTOLYSIS, que constrói uma tabela de taxas de fotólise. O número de classes de coluna de ozono, albedo e opacidade tem de ser comum aos dois processadores.

A velocidade das reacções de fotólise na atmosfera depende da irradiância solar, e por conseguinte, são sensíveis à quantidade de radiação solar transmitida através da atmosfera, bem como, a reflectida da superfície terrestre (albedo UV). As taxas de fotólise são derivadas para cada célula da grelha assumindo condições de céu limpo em função de cinco variáveis: o ângulo zénite solar, a altura acima do solo, o albedo UV, a turbacção atmosférica e a densidade da coluna total de ozono. O utilizador deve fornecer ao programa o número de classes (intervalos) e os valores correspondentes para cada uma das cinco variáveis. Habitualmente, consideram-se 11 altitudes, 10 ângulos zénite solares, e como foi referido para o AHOMAP, 5 valores de coluna de ozono, 5 de albedo e 3 para opacidade.

Os dados de qualidade do ar existentes para a região de estudo permitem estabelecer as concentrações de topo, invariáveis no tempo, das espécies a simular que dependem do mecanismo químico seleccionado. Na ausência de estações de qualidade do ar ou dados medidos, os valores a fixar podem basear-se em referências bibliográficas. A partir das concentrações de topo definidas, o programa ICBCPREP estima as condições iniciais e fronteira para cada célula da grelha de simulação.

Por último, os pré-processadores PT_EMISS e AREA_EMISS calculam, respectivamente, a variação horária das emissões das fontes pontuais e das fontes em área e biogénicas.

As grandes fontes pontuais definem-se como actividades de carácter industrial de grande dimensão. A listagem das emissões pontuais, construída pelo PT_EMISS, inclui parâmetros da chaminé (localização, altura, diâmetro) e do efluente gasoso (temperatura e velocidade de saída, caudal e emissão) de todas as fontes existentes no domínio de simulação, e para todos os poluentes (gasosos ou particulados) emitidos a simular. No caso dos COV, a emissão total é especiada de acordo com as espécies químicas que o mecanismo CB-IV considera [Zlatev *et al.*, 1993].

Para a aplicação a Portugal consideram-se as 34 grandes fontes emissoras industriais nacionais (apresentadas na Figura 4.17) englobadas na metodologia CORINAIR, classificadas de acordo com o tipo de processo industrial existente: refinarias, siderurgias, centrais térmicas, celulosas, cimenteiras e produção de produtos químicos.

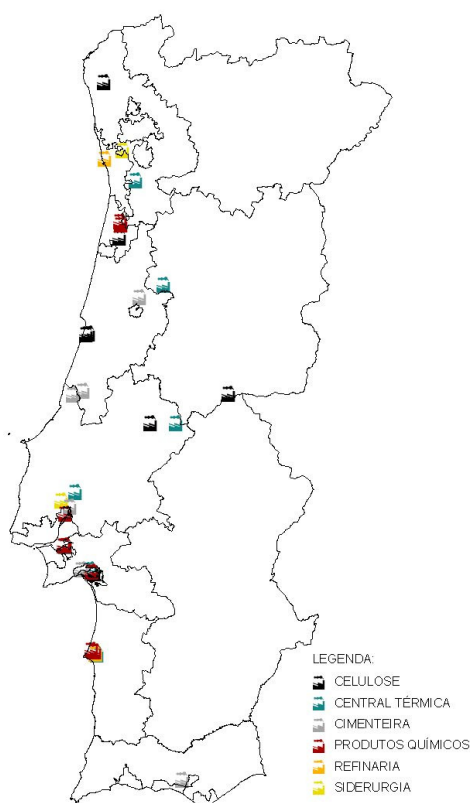


Figura 4.17 - Localização das grandes fontes emissoras englobadas na metodologia CORINAIR, em Portugal Continental.

Relativamente às emissões em área, para Portugal Continental, e dado que a utilização dos dados de emissões em estudos científicos e de diagnóstico, como é exemplo a modelação atmosférica, exige um nível de resolução elevado, surgiu a necessidade de desenvolver uma metodologia que permitisse a desagregação espacial e temporal do inventário nacional de emissões, com o nível máximo possível de resolução espacial. Esta metodologia denomina-se “top-down”.

O inventário nacional de emissões, actualizado anualmente, inclui os valores de emissão anuais para diversos poluentes gasosos (contemplados no inventário nacional anual de gases com efeito de estufa), nomeadamente: SO_2 , NO_x , CO, COVNM e NH_3 e particulados (PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$), por concelho e por actividade [IA, 2005]. Esses dados são desagregados para o nível da freguesia, seguindo a metodologia “top-down” com base na distribuição da população [Monteiro *et al.*, 2007a], e são utilizados para a construção de uma grelha de emissões, considerando distintamente fontes de tráfego e industriais para cada um dos poluentes referidos, que serve de entrada ao programa AREA_EMISS.

Para as emissões biogénicas florestais a aproximação é do tipo “bottom-up”. Esta estimativa só pode ser feita para uma área geográfica bem caracterizada, onde são

conhecidos todos os dados necessários ao seu cálculo – temperatura, radiação solar e densidade da área florestal [Tchepel *et al.*, 1997].

Para a obtenção de uma grelha de emissões em área em base horária, o programa AREA_EMIS considera uma desagregação temporal das emissões anuais com base em perfis diários diferenciadas para o tráfego e para a indústria. Para os COV e para as partículas, é ainda feita a especiação para cada uma das espécies simuladas pelo CAMx e listadas na Tabela 4.9.

Tabela 4.9 – Especiação de COV e PM de acordo com o mecanismo 4 do CAMx

Classes de compostos	Espécies a considerar no cálculo de emissões para a aplicação do Mec 4
COV	Parafina Tolueno Xileno Formaldeído Etileno Acetaldeído Monóxido de carbono Isopreno
PM₁₀	CPRM - outros aerossóis primários grosseiros CCRS - aerossóis grosseiros da crusta
PM_{2.5}	POA – aerossóis orgânicos primários PEC – carbono elementar primário FPRM – outros aerossóis primários finos FCRS – aerossóis finos da crusta

Para uma simulação com o modelo CAMx é portanto necessário escolher o mecanismo químico a utilizar, de acordo com os objectivos do estudo, e preparar todos os dados de entrada executando os seis pré-processadores acima descritos. Como resultados, o CAMx devolve um campo tridimensional de concentrações horárias dos poluentes seleccionados para cada dia do período de simulação e para cada domínio simulado (domínio-mãe e domínios-filhos).

Os pós-processadores também disponibilizados na Internet, CAMxPOST e CAMxTRCT, permitem extrair, respectivamente, séries temporais das concentrações simuladas em determinados pontos predefinidos, e campos bidimensionais de concentração de um dado poluente para posterior representação espacial. Estas ferramentas possibilitam, por um lado, validar a simulação com dados medidos em estações de qualidade do ar, e por outro avaliar o desempenho do modelo no transporte e difusão dos poluentes na área de estudo.

4.3.2.3. Análise de Sensibilidade

A utilização de um modelo químico para a avaliação da qualidade do ar numa determinada região e para um dado período de tempo está condicionada pela análise do

comportamento do modelo e dos resultados que ele produz para essa zona e para a escala temporal de interesse. É, portanto, indispensável validar o modelo para as condições de estudo (espaciais e temporais) com dados medidos.

O modelo CAMx foi primeiramente validado para a região de Aveiro, considerando-se como entrada meteorológica os resultados obtidos para o domínio mais pequeno simulado com o MM5 (Tabela 4.2 - simulação 3, pág. 62), para o período de 26 a 29 de Junho de 2001. Os valores simulados, concentrações de ozono, foram comparados com dados obtidos durante a campanha experimental realizada na região de Aveiro referida no ponto §4.2.2.3., que teve também uma componente de qualidade do ar com medições da concentração de ozono à superfície em Aveiro, Covelo e Sangalhos (ver Figura 4.7, pág.63).

Para além da validação dos resultados, foram também efectuados testes de sensibilidade a parâmetros de entrada do modelo, como as emissões em área, calculadas para os anos de 1995 e 2001, dada a actualização periódica do inventário nacional de emissões. A química de compostos gasosos processada pelo CAMx foi também avaliada pela aplicação de dois dos mecanismos químicos nele integrados: o mecanismo 2 (CB-IV) e o mecanismo 3, baseado no CB-IV mas incluindo a química do isopreno (Tabela 4.6). Os resultados obtidos para esta última análise revelaram que o mecanismo químico não influencia os valores de concentrações de ozono simulados.

A Figura 4.18 apresenta a evolução temporal das concentrações de ozono medidas em Aveiro, Covelo e Sangalhos e simuladas com as duas bases de dados de emissões (1995 e 2001) utilizando o mecanismo 2 para ambas as simulações. O pós-processador usado permite obter não só a concentração média horária de ozono simulada como também os seus valores mínimo e máximo com base nos valores simulados para as nove células à volta da célula onde se localiza a estação de medição, como uma medida do erro associado a cada valor simulado.

Pela observação da Figura 4.18 denota-se que o CAMx tem capacidade para simular a evolução das concentrações de ozono medidas nas estações de Aveiro e Covelo. De um modo geral o modelo tende a sobrestimar as concentrações medidas. Apenas na noite do dia 29, em Aveiro, as concentrações medidas são subestimadas pelo modelo, facto mais notório para a simulação com as emissões de 2001 (Figura 4.18-B). Com as emissões de 2001, denota-se um consumo de ozono mais intenso durante a noite para todo o período de simulação.

Relativamente à simulação dos máximos de ozono, verifica-se uma antecipação do modelo na simulação dos picos, e esses valores máximos simulados são mais elevados no caso da utilização das emissões de 2001, especialmente nos dias 28 e 29.

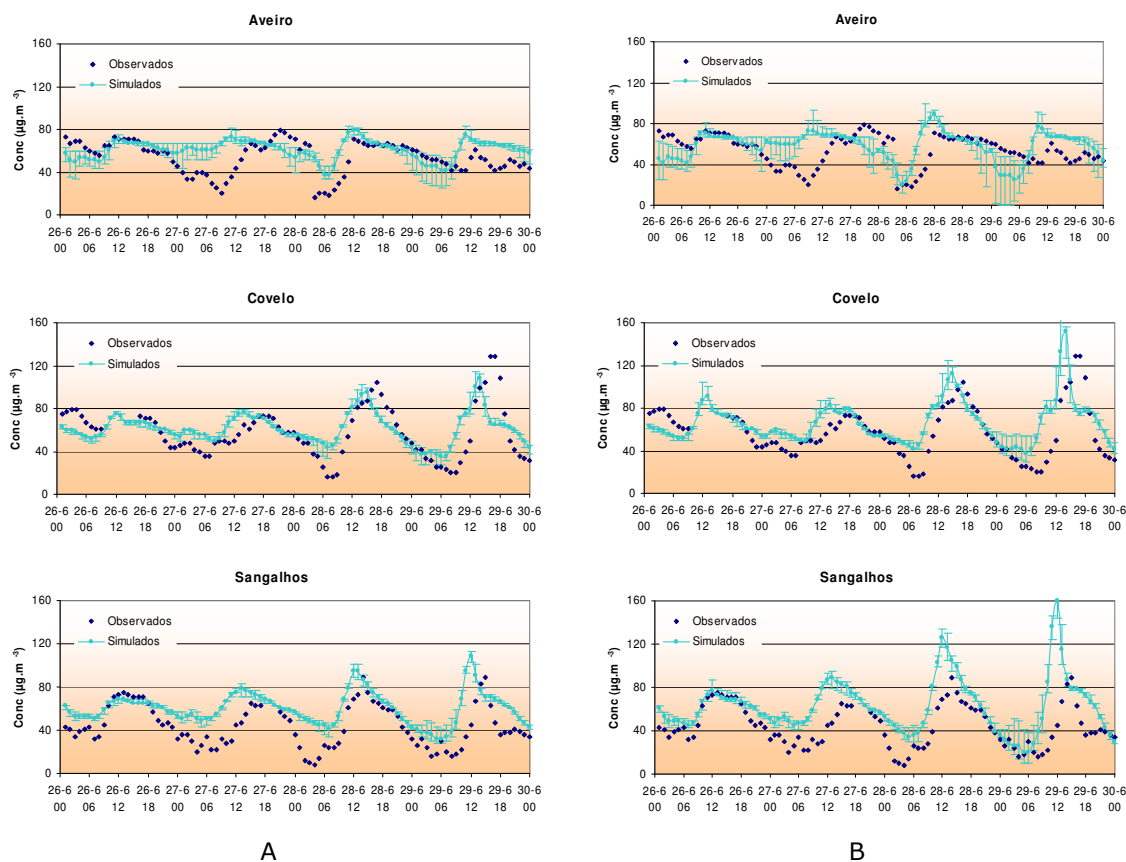


Figura 4.18 – Evolução temporal das concentrações de O_3 medidos e simuladas para Aveiro, Covelo e Sangalhos, para o período de 26 a 29 de Junho de 2001, considerando para a simulação emissões em área de 1995 (A) e de 2001 (B).

Na Figura 4.19 são apresentados alguns dos campos de concentração de ozono obtidos para os dias 28 e 29 de Junho e para as duas simulações realizadas com emissões de 1995 e de 2001 respectivamente.

Às 8h da manhã, é visível o consumo de ozono em algumas regiões do domínio, especialmente na área metropolitana do Porto, onde as emissões de NO_x são mais elevadas. No início da tarde a influência da brisa marítima começa a evidenciar-se, transportando a pluma de ozono para o interior do domínio. No dia 28 verificaram-se concentrações mais elevadas de ozono, atingindo-se um máximo de $215 \mu g.m^{-3}$. As emissões em área actualizadas para 2001 conduzem também a concentrações de ozono mais altas, especialmente ao fim do dia. Por outro lado a área da pluma de ozono com concentrações elevadas calculadas com base no inventário de 2001 é mais vasta.

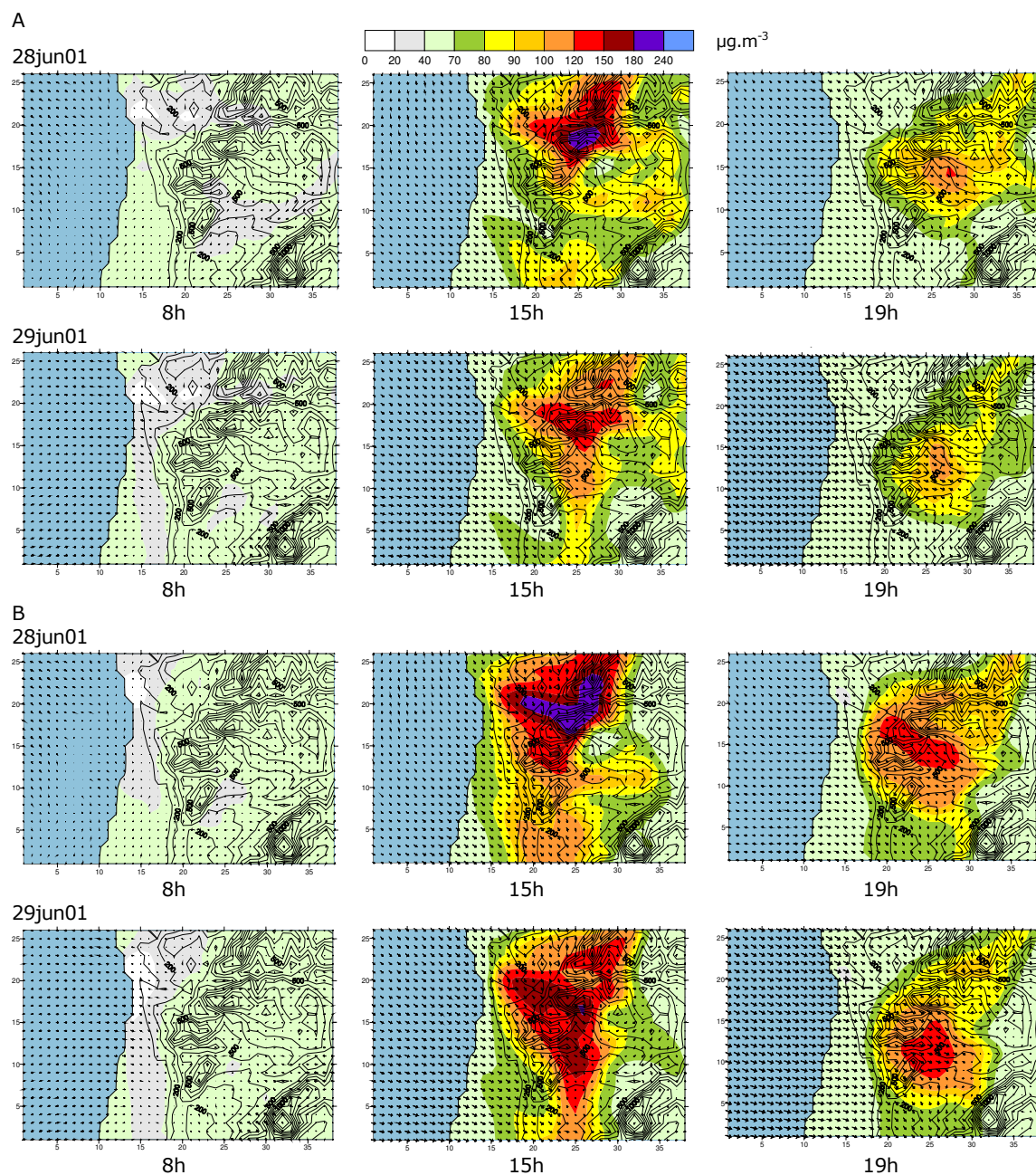


Figura 4.19 – Campos horários superficiais de concentração de ozono simulados pelo CAMx para a região de Aveiro para os dias 28 e 29 de Junho de 2001, com emissões de 1995 (A) e emissões de 2001 (B).

Para além da validação qualitativa de um modelo com dados medidos, é também indispensável avaliar quantitativamente o seu desempenho. A análise estatística constitui uma ferramenta útil, já que permite examinar e quantificar os resultados de uma simulação relativamente às observações.

A comparação directa entre valores simulados e observados pode conduzir a resultados erróneos, pois as incertezas nas observações e nas previsões provêm de fontes distintas [Chang e Hanna, 2004]. A incerteza nas observações pode ser devida à turbulência na

atmosfera e a erros nas medições, enquanto que erros nos dados de entrada ou a própria física do modelo podem ser os responsáveis pela incerteza associada aos valores simulados. Hanna *et al.* [1993] recomendou um conjunto de parâmetros estatísticos de desempenho para avaliar modelos, que têm sido usados em diversos estudos [Nappo e Essa, 2001; Ichikawa e Sada, 2002] e foram adoptados como método europeu comum de avaliação de modelos [Olesen, 2001]. No âmbito do Projecto Europeu AIR4EU (*Air quality assessment for Europe: from local to continental scale* [Borrego *et al.*, 2006a]) reuniram-se os principais parâmetros usados como indicadores de qualidade dos resultados dos modelos nesses estudos, incluindo os indicadores de qualidade estabelecidos pela EPA (Tabela 4.10).

Para mostrar a aplicabilidade desta metodologia, o desempenho do modelo CAMx foi avaliado através de uma análise comparativa com outro modelo de qualidade do ar, o CHIMERE. Estes dois modelos foram utilizados para simular um dos episódios de excedências de ozono verificados em 2001. Em Portugal, este tipo de episódios tem assumido uma importância crescente uma vez que a análise dos valores de concentração de ozono medidos nas redes regionais de monitorização da qualidade do ar nos últimos anos, permitiu verificar um aumento no número de excedências ao limiar de informação.

De acordo com a análise das condições meteorológicas típicas e com o número de excedências registadas, seleccionou-se para simulação o período de 27 a 29 de Maio de 2001, em que ocorreram excedências ao limiar de informação de ozono em 5 estações de qualidade do ar (Avanca, Ermesinde, Monte Velho, Monte Chãos e Teixugueira - Figura 4.20), tendo-se registado o valor mais elevado de concentração de ozono verificado em 2001, no dia 29, em Teixugueira [Ferreira *et al.*, 2004].

O período seleccionado caracteriza-se pelo aparecimento e desenvolvimento, ao longo dos três dias, de um sistema de altas pressões localizado sobre a Península Ibérica, intensificando-se na sua parte Este. A Costa Atlântica é dominada por gradientes de pressão fracos, o que permite o desenvolvimento de fenómenos de circulação locais (mesoscala), e caracterizada por uma estabilidade vertical da atmosfera com inversões no gradiente térmico vertical bastante marcadas [Salmim, 2005].

Ambos os sistemas de modelos requerem dados superficiais de pressão e temperatura e campos 3D de temperatura, vento, precipitação e nebulosidade. Para o CAMx estes campos provêm da simulação meteorológica com o modelo MM5, utilizando as suas capacidades de *nesting*. O MM5 foi inicializado com dados de reanálise do ECMWF de 2,5º de resolução [URL 18] e aplicado a três domínios, cobrindo respectivamente toda a Europa, a Península Ibérica e Portugal Continental, com resoluções espaciais de 90, 30 e 10 km. Este último domínio de 10 km de resolução corresponde ao domínio da simulação fotoquímica. O modelo CHIMERE, uma vez que foi aplicado para todo o ano de 2001, utilizou como entradas simulações meteorológicas do ECMWF. As emissões consideradas resultaram do inventário nacional de 2001.

Tabela 4.10 – Indicadores de qualidade para avaliação do desempenho de modelos de qualidade do ar [Borrego *et al.*, 2005a].

Indicadores de qualidade	Fórmula	Gama de aceitação	Valor ideal
Coeficiente de correlação	$r = \frac{\sum_{i=1}^N (Co_i - \overline{Co})(Cp_i - \overline{Cp})}{\sigma_o \sigma_p (N - 1)}$	0-1	1,0
Erro sistemático	$ES = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Co_i - Cp_i)$	(-1)-1	0,0
Erro sistemático médio fraccionado	$ESM = \frac{\overline{Co} - \overline{Cp}}{0,5(\overline{Co} + \overline{Cp})}$	(-2)-2	0,0
Erro quadrático médio	$EQM = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Co_i - Cp_i)^2}$	n.a.	0,0
Desvio padrão normalizado	$DPN = \frac{\sigma_{Cp}}{\sigma_{Co}}$	0-1	1,0
Erro quadrático médio normalizado	$EQMN = \frac{(\overline{Co} - \overline{Cp})^2}{\overline{Co} \overline{Cp}}$	n.a.	0,0
Desvio médio absoluto normalizado	$DMA = \left(\frac{ \overline{Co} - \overline{Cp} }{\overline{Co}} \right)$	n.a.	0,0
Desvio geométrico médio	$DGM = \exp(\ln \overline{Co} - \ln \overline{Cp})$	>0	1,0
Variância geométrica	$VG = \exp\left[(\ln \overline{Co} - \ln \overline{Cp})^2\right]$	>0	1,0
FAC2 (Fracção de valores simulados com um factor de 2 relativamente aos valores observados)	$\frac{Cp}{Co}$	0,5-2	1,0
Índice de Concordância	$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Cp_i - Co_i)^2}{\sum_{i=1}^N (Cp_i - \overline{Co} + Co_i - \overline{Co})^2}$	0-1	1,0
Indicadores de qualidade da EPA [USEPA, 1991c]			
Precisão normalizada das concentrações máximas horárias	$A_u = 100 \left(\frac{Co_{max} - Cp_{max}}{Cp_{max}} \right)$		±15-20%
Teste do desvio normalizado	$D = 100 \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{Co_i - Cp_i}{Co_i}$		±5-15%
Erro associado aos pares de valores com Co > 60 ppb	$E = 100 \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{Co_i - Cp_i}{Co_i}$		±30-35%

Notas:

Co e Cp - concentrações observadas e simuladas

\overline{Co} e \overline{Cp} - concentrações médias observadas e simuladas,

σ_o e σ_p - desvios padrão das concentrações observadas e simuladas

Co_i e Cp_i - concentrações observadas e simuladas na estação "i"

N - nº total de estações

n.a. - não aplicável

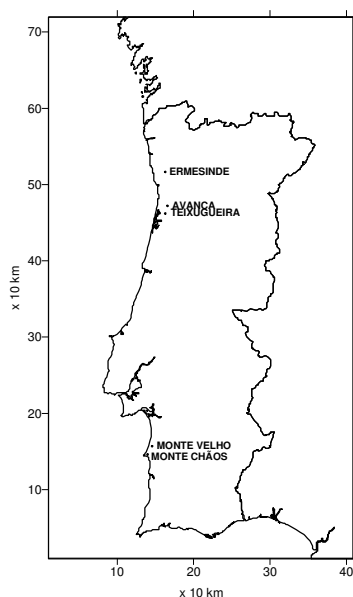


Figura 4.20 – Domínio de simulação para Portugal com a localização das estações de Avanço, Ermesinde, Teixugueira, Monte Velho e Monte Chãos.

Na Figura 4.21 apresenta-se a comparação entre as médias horárias das concentrações de ozono medidas e os correspondentes valores simulados com os modelos CAMx e CHIMERE para as estações de Avanço, Ermesinde, Monte Velho (classificadas como estações de fundo) e Teixugueira, considerada como industrial.

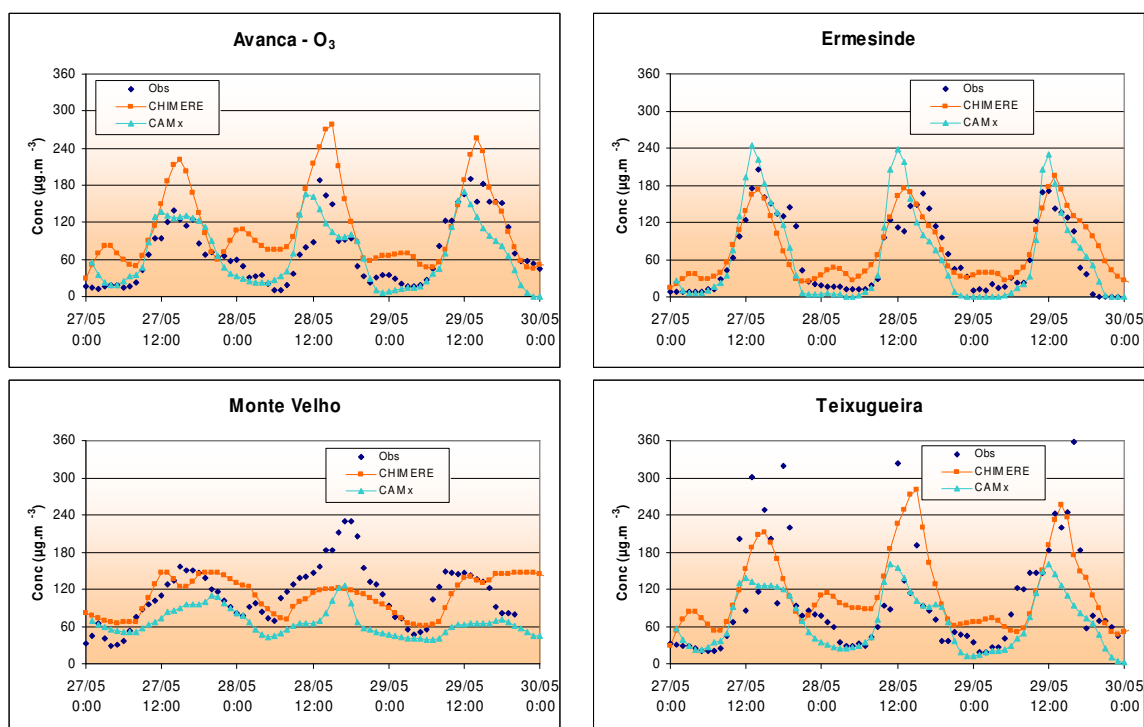


Figura 4.21 - Evolução temporal das concentrações horárias de ozono simuladas e medidas nas estações de Avanço, Ermesinde, Teixugueira e Monte Velho, para os dias 27, 28 e 29 de Maio de 2001.

Ambos os modelos simulam razoavelmente a tendência global da evolução das concentrações de ozono ao longo do tempo. Conseguem simular as excedências verificadas nas estações de Ermesinde e Teixugueira, apesar do modelo CAMx subestimar os picos de ozono nesta última estação. No entanto, relativamente à estação de Monte Velho, verifica-se um desempenho inferior de ambos os modelos, o que poderá ser justificado pela resolução dos dados meteorológicos de entrada para os dois modelos fotoquímicos, insuficiente para a simulação dos fenómenos de circulação de mesoscala, tais como as brisas marítimas, responsáveis pelo transporte de poluentes primários das fontes emissoras para outras áreas [Barros, 1999]. O modelo MM5 poderá estar a sobrestimar os ventos de leste no Sul do país, o que contribui para a não penetração do penacho de ozono no interior do país, e consequentemente para a pior relação concentrações observadas vs simuladas na referida estação de Monte Velho [Salmim, 2005].

Conclui-se ainda que, de uma forma geral, e para todas as estações, o modelo CHIMERE sobrestima a evolução nocturna de ozono, e que por outro lado, o CAMx subestima as concentrações medidas durante o dia (com a excepção da estação de Ermesinde). Este facto é bastante notório na estação de Monte Velho.

Visando avaliar quantitativamente os resultados obtidos, efectuou-se a análise estatística baseada no cálculo dos indicadores de qualidade apresentados na Tabela 4.10. O desempenho dos modelos foi analisado para as 5 estações de qualidade do ar referidas anteriormente, 3 delas consideradas como estações de fundo e duas localizadas em áreas industriais (Teixugueira e Monte Chãos). A Tabela 4.11 resume os valores obtidos para cada um dos parâmetros, para dois grupos de estações: o conjunto das 5 estações e apenas as estações de fundo [Borrego *et al.*, 2007c].

Tabela 4.11 - Resultados da análise estatística para avaliação do desempenho dos modelos CAMx e CHIMERE.

Indicadores de qualidade	Média para todas as estações		Média para as estações de fundo	
	CAMx	CHIMERE	CAMx	CHIMERE
r	0,62	0,52	0,70	0,56
ESM	0,28	-0,16	0,20	-0,19
EQM	51,15	49,10	42,66	43,14
DPN	0,77	1,12	0,84	1,13
EQMN	0,45	0,27	0,34	0,25
DMA	0,52	1,06	0,53	1,26
DGM	1,44	0,76	1,48	0,73
VG	1,16	1,16	1,19	1,21
FAC2	0,67	0,71	0,70	0,74
d	0,69	0,71	0,79	0,78
Au	46,6	18,0	26,5	10,1
D	8.7	-84.6	6.7	-106.0
E	10.8	3.4	8.6	1.6

O coeficiente de correlação é um dos parâmetros mais importantes, uma vez que reflecte a capacidade dos modelos para simular os dados medidos. Os valores obtidos para este parâmetro revelam um melhor desempenho do CAMx. Os valores obtidos para o erro (bias), traduzido por ESM, DMA e DGM, mostram as diferenças entre a média dos valores simulados e observados. Estes três parâmetros contribuem com o mesmo tipo de informação para a análise, contudo o ESM é o mais usado, indicando neste caso um comportamento semelhante de ambos os modelos, embora se denote uma subestimativa por parte do CAMx e uma sobrestimativa do CHIMERE, tal como já se tinha verificado na análise qualitativa das séries temporais de concentrações medidas e simuladas.

O EQM e o EQMN dão informação sobre os erros associados aos pares de valores observados-simulados, mas o EQM tem em conta a gama de valores da variável em questão, neste caso, concentrações de ozono, o que pode levar a interpretações incorrectas dos resultados para este parâmetro. Assim, a forma normalizada do EQM (EQMN) pode ser mais adequada em alguns casos. O CAMx apresenta resultados de EQMN ligeiramente superiores ao CHIMERE, ou seja mais afastados do valor ideal.

Os valores obtidos para ESM e DGM indicam que os erros sistemáticos são mais elevados nos valores simulados pelo CAMx. No entanto, ambas as aplicações têm erros sistemáticos e aleatórios, como mostra o parâmetro VG. Relativamente a FAC2 e d, obtiveram-se resultados semelhantes para os dois modelos.

Pode-se concluir desta análise que ambos os modelos utilizados apresentam um desempenho aceitável, salientando-se a obtenção de melhores coeficientes de correlação com a aplicação do CAMx e de menos erros sistemáticos associados à simulação com o CHIMERE. De facto, cada parâmetro estatístico tem o seu significado e, consequentemente, a sua contribuição para a análise estatística e estimativa de incertezas; porém, alguns deles consideram-se mais importantes e úteis numa avaliação deste tipo: o coeficiente de correlação (r), o erro quadrático médio (EQM), e o erro sistemático médio fraccionado (ESM), ou, na sua forma mais simples, o erro sistemático ES, denominado vulgarmente por *bias*.

Quanto aos indicadores de qualidade definidos pela EPA para avaliar a capacidade do modelo para simular as concentrações máximas medidas, pode-se dizer que os valores obtidos para o indicador E são baixos, o que significa geralmente pouca precisão na simulação de picos, mas neste caso podem ser justificados pelo reduzido número de pares com concentrações de ozono medidas superiores a 60 ppb. Os dois modelos testados não cumprem os requisitos da EPA relativamente aos indicadores Au e D. No entanto, refira-se que a gama de valores aceitáveis apresentada na Tabela 4.10 é meramente indicativa pois foi definida com base em testes realizados. Este grupo de indicadores de qualidade complementa a análise precedente, uma vez que avalia o desempenho dos modelos na simulação de picos, que é particularmente importante na avaliação de episódios de poluição fotoquímica.

O modelo CAMx foi também validado para outro poluente crítico em termos de qualidade do ar em Portugal – as partículas PM_{10} . O período de simulação escolhido foi o mesmo da aplicação anterior, 27 a 29 de Maio de 2001, uma vez que nestes dias se registaram médias diárias de PM_{10} superiores ao valor limite diário legislado, em várias estações de monitorização da qualidade do ar da aglomeração do Porto Litoral. Tal ocorrência viabilizou a avaliação do modelo CAMx na simulação do comportamento do material particulado na atmosfera. Assim, o modelo meteorológico MM5 foi inicializado com dados de reanálise do ECMWF de $2,5^\circ$ de resolução e aplicado a quatro domínios, cobrindo toda a Europa, a Península Ibérica, Portugal Continental e a região do Porto, com resoluções horizontais de 60, 20, 10 e 2 km, respectivamente. Estes dois últimos domínios de 10 e 2 km de resolução correspondem aos domínios da simulação da qualidade do ar com o modelo CAMx, utilizando a capacidade de *nesting*, de ambos os modelos (meteorológico e químico) com dimensões de $430 \times 740 \text{ km}^2$ (domínio de Portugal) e $124 \times 124 \text{ km}^2$.

Este último domínio, centrado na cidade do Porto, foi escolhido de forma a incluir o maior número de fontes emissoras com influência na qualidade do ar na área do Porto Litoral, nomeadamente grandes fontes industriais e em linha (tráfego rodoviário). As dimensões deste domínio permitem ainda simular as circulações de mesoscala existentes e dominantes nesta região costeira, em particular a brisa marítima responsável em parte pelo transporte de poluentes, possibilitando assim um conhecimento mais aprofundado da origem e formação dos episódios de poluição nesta região [Borrego *et al.*, 2005b].

Os níveis de fundo de qualidade do ar para PM_{10} considerados nas simulações, foram estabelecidos tendo em conta as concentrações medidas numa estação de fundo em Vila Real (Lamas d'Olo) e valores típicos que constam na bibliografia [Querol *et al.*, 2004].

Das grandes fontes pontuais nacionais, apresentadas na Figura 4.17, existem apenas quatro na região do Porto Litoral, nomeadamente, uma refinaria, uma central térmica, uma celulose e uma siderurgia. Relativamente às emissões em área considerou-se o inventário nacional de 2001.

Apresenta-se nas Figuras 4.23, 4.24 e 4.25 a distribuição espacial das concentrações de PM_{10} simuladas pelo sistema MM5-CAMx. Na Figura 4.22 estão representadas as estações de qualidade do ar do domínio.

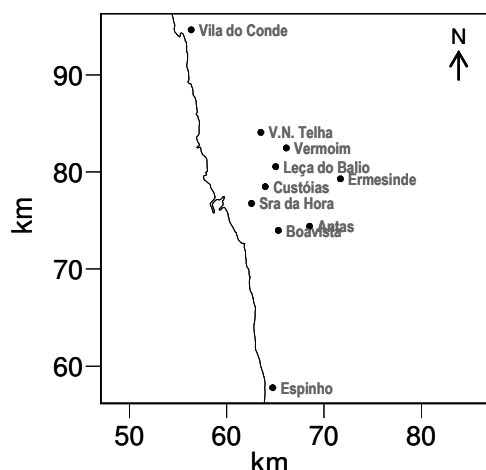


Figura 4.22 - Ampliação da região do domínio de simulação onde se localizam as estações de qualidade do ar.

A observação dos campos de ventos e das plumas de concentração simuladas demonstra a importância da velocidade e direcção do vento na dispersão dos poluentes. A intensidade do vento é mais elevada nos dias 28 e 29 durante o dia, do que no dia 27, facto que é evidenciado pelas diferenças na extensão e orientação do penacho de concentrações de PM_{10} . Nos dias 28 e 29 a pluma de concentrações mais elevadas abrange uma área menor.

O CAMx simula concentrações horárias de PM_{10} mais elevadas às 9h e às 21h nos três dias analisados. Especialmente às 21h dos dias 27 e 29 verifica-se que a nuvem de poluente de concentrações superiores a $100 \mu g \cdot m^{-3}$ abrange toda a área metropolitana do Porto, onde a densidade populacional é significativa, estendendo-se para sul até Espinho. Esta ferramenta de modelação permite avaliar a qualidade do ar em termos de partículas em zonas densamente povoadas, onde não existem estações de qualidade do ar com medição de PM (poluentes críticos para a saúde humana) como é o caso de todo o concelho de Vila Nova de Gaia (localizado entre Porto e Espinho), limítrofe ao centro urbano, e portanto uma zona residencial. As concentrações mais elevadas de PM_{10} , e a maior área da pluma, foram obtidas para o dia 27 de Maio, às 21h e 24h.

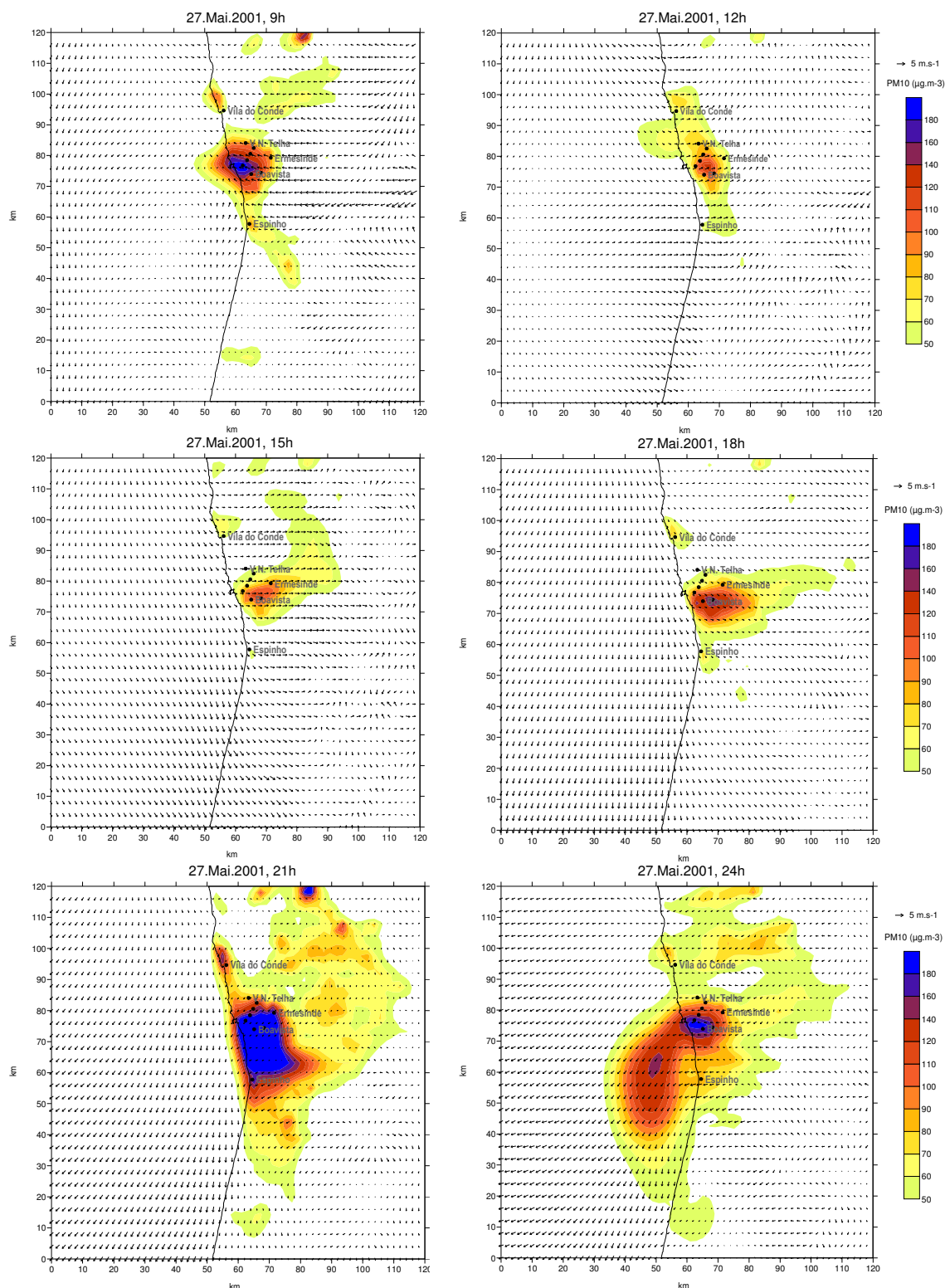


Figura 4.23 - Campos superficiais de concentração média horária de PM₁₀ ($\mu\text{g.m}^{-3}$) para o dia 27 de Maio de 2001.

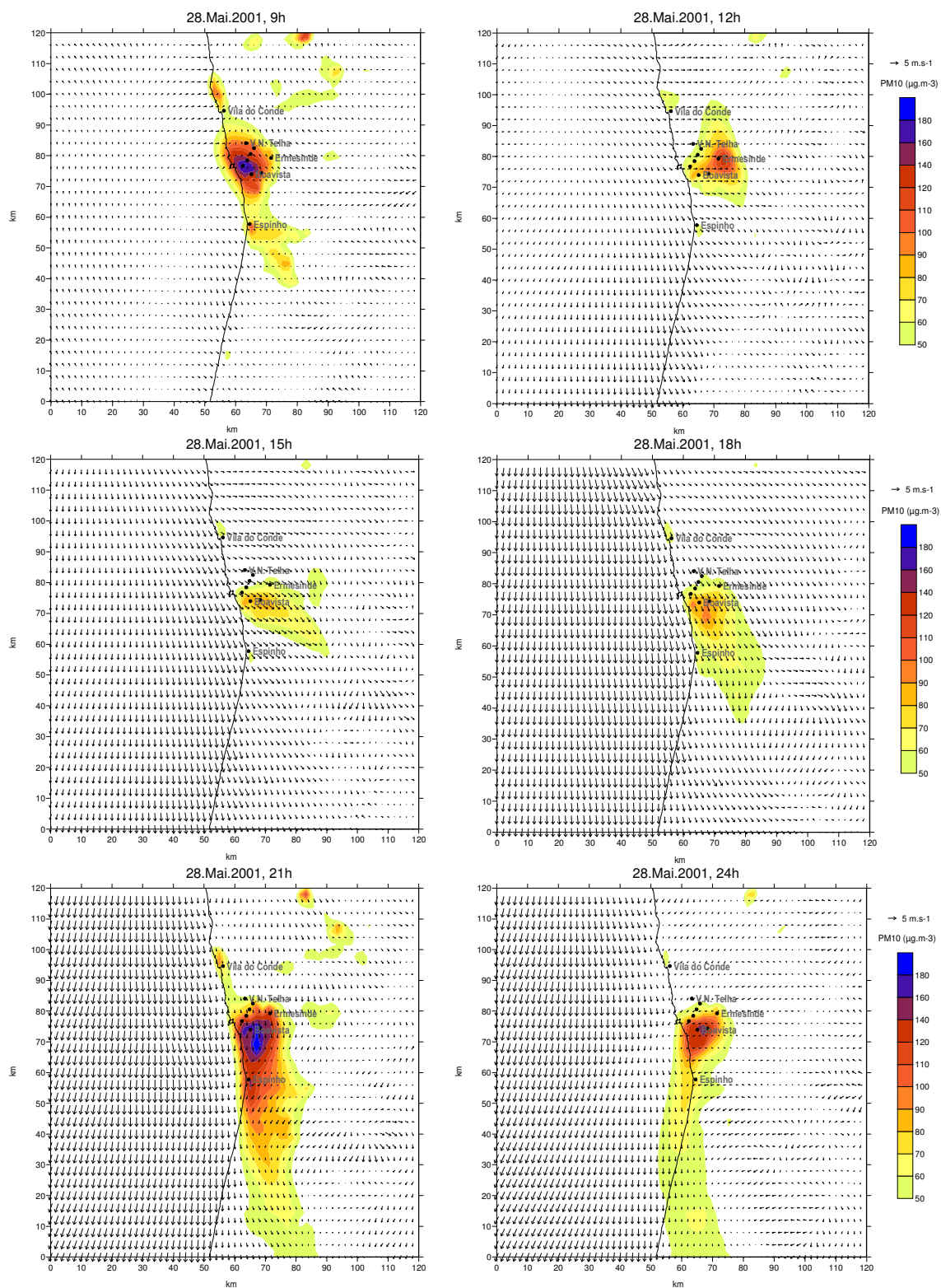


Figura 4.24 - Campos superficiais de concentração média horária de PM₁₀ ($\mu\text{g.m}^{-3}$) para o dia 28 de Maio de 2001.

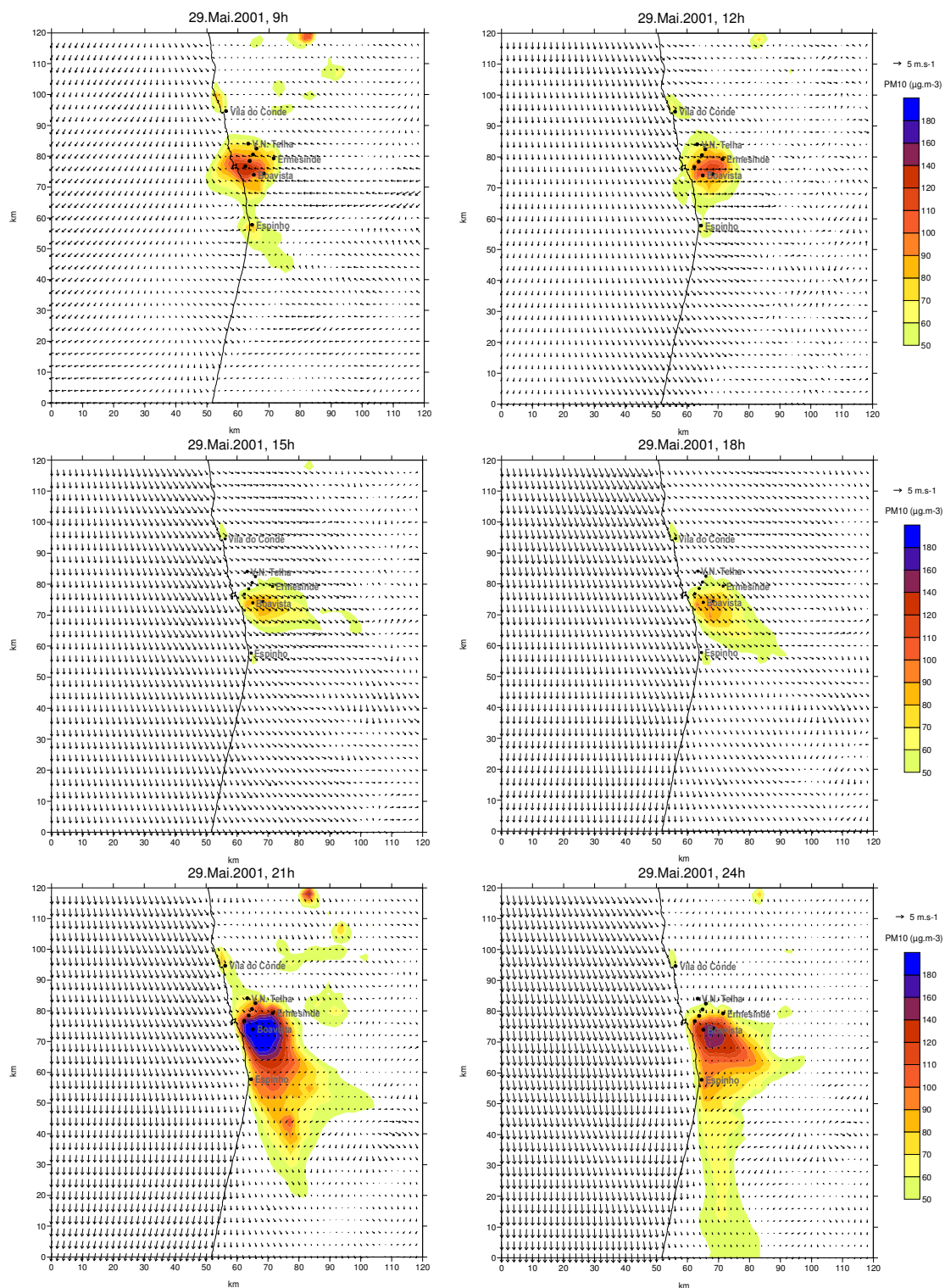


Figura 4.25 - Campos superficiais de concentração média horária de PM₁₀ (µg.m⁻³) para o dia 29 de Maio de 2001.

A evolução temporal das médias horárias simuladas para o período de 27 a 29 de Maio de 2001 foi comparada com os valores observados nas estações de fundo Custóias, Ermesinde, Vila Nova da Telha, e Leça do Balio (Figura 4.26).

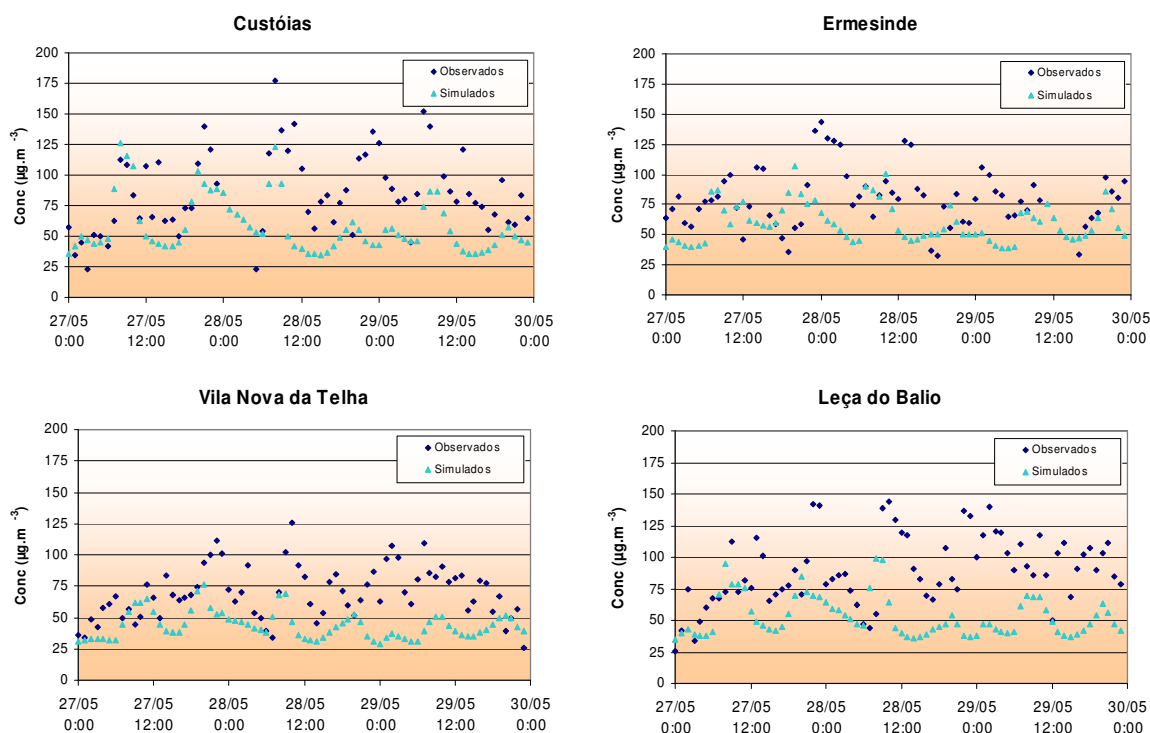


Figura 4.26 - Evolução temporal das concentrações horárias de PM_{10} observadas e simuladas pelo CAMx para as estações de Custóias, Ermesinde, Vila Nova da Telha, e Leça do Balio, para o período de 27 a 29 de Maio de 2001

A análise dos gráficos permite verificar que o CAMx simula a ordem de grandeza dos valores medidos, apesar de a curva de valores simulados não acompanhar a evolução das concentrações medidas. Os melhores resultados foram obtidos para o dia 27, para as estações suburbanas de Custóias e Vila Nova da Telha, classificadas respectivamente como industrial e de fundo. O CAMx apresenta a vantagem de considerar uma definição detalhada das características das fontes pontuais, o que pode justificar os resultados em Custóias. Os resultados obtidos para os dias 28 e 29 podem estar relacionados com a simulação meteorológica, o MM5 poderá estar a sobrestimar a intensidade do vento nesses dias.

Na generalidade, os modelos de qualidade do ar não são capazes de simular o comportamento diário das partículas na atmosfera. A justificação para tal reside no facto de fontes emissoras como a ressuspensão e fontes naturais não se conseguirem quantificar correctamente.

Como se verá mais à frente, no Capítulo 5, este episódio de partículas no ar ambiente na região do Porto não teve origem natural, daí que a subestimativa das concentrações neste

caso possa ser devida a uma subestimativa das emissões de transportes do inventário nacional para esta região.

4.3.3. Simulação de longo prazo

Tal como se referiu para o modelo meteorológico MM5 (ver §4.2.3, pág.68), numa simulação de longo prazo do modelo CAMx seria inoportável executar separadamente cada um dos pré-processadores para cada dia do período pretendido.

Considerando o sistema de qualidade do ar MM5-CAMx, utilizam-se como dados meteorológicos de entrada ao modelo CAMx os resultados de uma simulação de longo prazo do MM5, ou seja, campos bidimensionais e tridimensionais das variáveis meteorológicas simuladas para cada período de cinco dias compreendido no período total anual de simulação de qualidade do ar pretendido.

Todos os pré-processadores do CAMx, que preparam os dados de entrada de meteorologia, condições iniciais e fronteira, emissões, albedo, opacidade e coluna de ozono, taxas de fotólise, foram adaptados para a simulação de longo prazo. O ficheiro de controlo do CAMx, com a opção de *restart* activa, simula cada dia partindo dos resultados simulados para o dia anterior e constrói para além dos campos 2D e 3D de concentrações e deposição simuladas, a informação necessária à inicialização da simulação do dia seguinte. Desenvolveu-se uma *script* com as linhas de código para a execução sequencial dos pré-processadores e CAMx, para um período de 5 dias, como está esquematizado na Figura 4.27. Para a simulação de um ano, e similarmente ao já estruturado para o MM5, construíram-se *scripts* mensais.

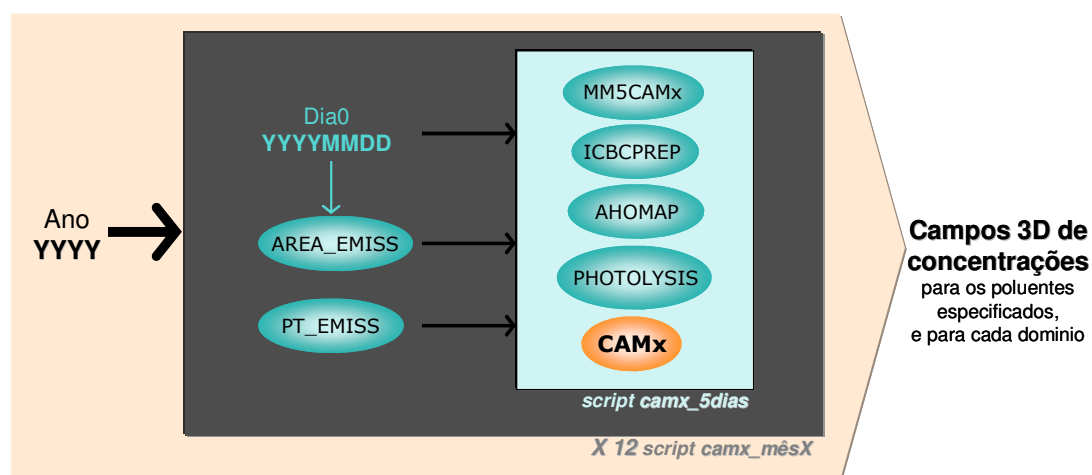


Figura 4.27 – Esquema da estrutura do CAMx e respectivos pré-processadores para uma simulação de longo prazo

Em termos de condições iniciais e fronteira, para a simulação de longo prazo, considera-se uma variação mensal nas concentrações de topo para algumas das espécies incluídas na listagem de concentrações de topo que serve de entrada ao pré-processador

que calcula a matriz de condições iniciais e fronteira para o domínio de interesse. O estabelecimento dos valores de concentração de topo para cada mês do ano teve por base um estudo realizado por Carvalho [2006] que incidiu no tratamento dos dados históricos de qualidade do ar medidos em Portugal Continental para NO_x , CO e O_3 onde se identificou o padrão anual médio associado a cada estação, tendo-se calculado a concentração média de cada dia do ano a partir das séries consideradas válidas, em termos de eficiência de aquisição diária.

Relativamente às emissões em área, o pré-processador correspondente estava inicialmente preparado para construir uma grelha de emissões horárias para um dia típico com base nas emissões anuais provenientes do inventário nacional de emissões. Uma vez que é pouco razoável considerar que as emissões não variam ao longo de um ano, o pré-processador das emissões foi reajustado de forma a ter em conta o dia de simulação. Assim, em vez de um, consideraram-se quatro dias típicos: um dia de semana no Inverno, um dia de semana no Verão, um dia de fim-de-semana no Inverno e um dia de fim-de-semana no Verão. O que difere no cálculo das emissões para estes quatro dias são os perfis de tráfego, dado que é a fonte emissora com maior variação sazonal (devido ao período de férias) e semanal (dias de trabalho vs dias de descanso). Tais perfis foram obtidos a partir de contagens de tráfego realizadas em Viseu no âmbito do projecto SAUDAR [Borrego *et al.*, 2007a] e no Porto, no âmbito do Projecto SAPHIRE [Oliveira *et al.*, 2004]. Os períodos abrangidos pelas campanhas de contagem permitiram, a partir dos resultados obtidos, fazer médias de Verão/Inverno e Dia de Semana/Fim-de-semana. Os perfis obtidos e incluídos no pré-processador das emissões estão representados na Figura 4.28, mostrando a existência de um pico, nos dias úteis, entre as 8 e as 9h, correspondente à deslocação para o trabalho, e também a maior utilização de transportes, durante a tarde, ao fim de semana.

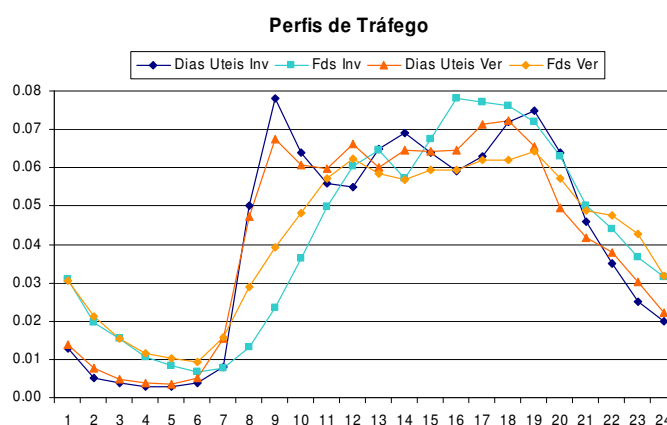


Figura 4.28 – Perfis de tráfego médios para um dia de semana de Inverno, um dia de semana de Verão, um dia de fim-de-semana de Inverno e um dia de fim-de-semana de Verão, incluídos no pré-processador que calcula as emissões em área.

Esta abordagem, apesar de não ser a mais realista visto que efectivamente a variação temporal das emissões não se resume a quatro dias típicos, tem a vantagem de considerar dados nacionais, que reflectem o comportamento da população nacional através da variação diária de tráfego. Uma alternativa, utilizada em algumas aplicações, é a utilização do perfil médio europeu, que tem demonstrado alguma inconsistência quando aplicado a Portugal [Monteiro *et al.*, 2007b], pois os hábitos portugueses (deslocação de e para o trabalho) em termos de utilização de transportes são distintos da média europeia.

Quanto ao pós-processamento dos resultados simulados, e dado que a estrutura dos programas CAMxTRCT e CAMxPOST disponibilizados pelo CAMx, já referidos em §4.3.2.2, não é eficiente para o tratamento do volume de dados de uma simulação anual, foi necessário construir uma série de programas que permitissem calcular eficazmente os campos médios de concentrações diárias, mensais e anuais e a evolução temporal anual, em base horária e em base diária, das concentrações simuladas para um vasto número de estações de monitorização, de forma a compará-los com os valores nelas medidos. A Figura 4.29 esquematiza a estrutura de pós-processamento criada, preparada para fazer o tratamento de dados para os poluentes O_3 , NO_2 , PM_{10} e $PM_{2.5}$, e para dois domínios de simulação.

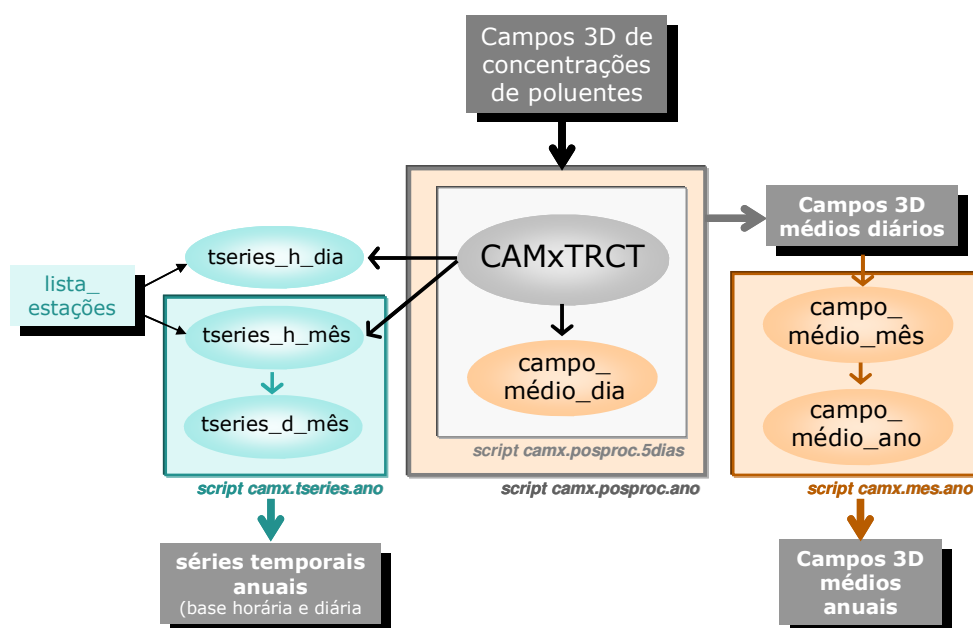


Figura 4.29 – Diagrama esquemático da estrutura de programas e *scripts* de pós-processamento de campos de concentrações e evolução temporal simulados para um ano.

Neste capítulo fez-se uma revisão dos conceitos associados à modelação atmosférica, nomeadamente no que diz respeito ao tipo de modelos existentes e à sua escala de aplicação. Mostrou-se que os modelos meteorológicos, capazes de resolver os processos

de mesoscala (1-200 km), são considerados como ferramentas essenciais à avaliação futura da poluição atmosférica, uma vez que permitem uma resolução espacial e temporal considerável, e estabelecem ligações entre fontes e impactes de longas distâncias e grande horizonte temporal. Complementarmente podem considerar uma vasta gama de condições locais específicas.

O sistema de qualidade do ar MM5-CAMx foi apresentado como uma ferramenta útil para a avaliação da qualidade do ar a várias escalas espaciais, desde todo o território nacional a uma região mais pequena (e.g. uma aglomeração), e temporais (curto prazo e longo prazo). Dada a avaliação do seu desempenho e a sua versatilidade em termos de escalas de aplicação, este sistema de modelos é então um instrumento adequado ao principal objectivo deste trabalho - a modelação da exposição humana a poluentes atmosféricos, à escala regional, recorrendo à modelação numérica de longo prazo das concentrações de poluentes atmosféricos.

A avaliação dos efeitos na saúde resultantes da exposição humana à poluição atmosférica requer séries temporais longas dos níveis ambientais, daí a importância de utilizar um sistema de modelos apto à simulação de longo prazo dos processos físicos e químicos da atmosfera.

5. Modelação da Exposição Humana

A maioria dos estudos de análise da exposição baseia-se em modelos de exposição que combinam medições e suposições para a estimativa de medidas da exposição, como a introdução no organismo humano de um agente ambiental, um poluente [IPCS, 2004].

A modelação da exposição apresenta vantagens relativamente à monitorização, é mais barata e mais rápida, pode produzir resultados para grandes grupos populacionais, e pode ainda ser aplicada a situações passadas, futuras e a cenários alternativos.

As aplicações dos modelos de exposição dividem-se em 3 grandes tipos: estudos epidemiológicos, análise de risco (como suporte à decisão na gestão de risco) e avaliação da eficácia das políticas ambientais de gestão de risco. A epidemiologia estuda os padrões e distribuições da doença em populações humanas a fim de determinar as suas causas. Para explorar a relação entre doença e exposição a um agente ambiental é necessária uma estimativa da exposição para cada indivíduo. A análise da exposição é parte integrante de uma análise de risco desenvolvida como suporte a decisões de gestão de risco. A modelação da exposição surge como a única forma de estimar quantitativamente exposições futuras em análise comparativa de cenários alternativos de gestão de risco. A avaliação da eficácia da implementação de medidas reguladoras de redução do risco passa por reduzir emissões e consequentemente concentrações e exposição, daí o papel importante dos modelos de exposição.

São vários os factores que afectam os níveis de exposição, incluindo fontes de agentes ambientais, processos físicos e químicos a eles associados e a mobilidade e padrões de actividade humana que colocam os indivíduos em contacto com o agente. Um cenário de exposição define o indivíduo ou a população alvo, o período de tempo de interesse, a localização geográfica ou microambiental e as fontes e concentrações esperadas nesses locais.

Os resultados de um modelo de exposição podem ser atribuídos a um indivíduo real ou hipotético. Podem ser idealizados indivíduos de acordo com o objectivo da avaliação de exposição, por exemplo, assumindo cada variável como tendo o valor que levará à exposição mais elevada para a estimativa da hipotética “pessoa com exposição máxima”, que pode no entanto ser bastante superior aos valores de exposição mais prováveis. Num modelo probabilístico, o indivíduo hipotético pode ser considerado como o que apresenta a mediana ou um percentil da distribuição da exposição estimada.

Quando o alvo é a população ou um segmento da população, esse grupo deve ser claramente definido, tendo como critério a possibilidade de sofrerem exposições elevadas a um agente, o sexo, a idade, o estado de saúde, a localização geográfica, a condição socioeconómica, as actividades/ ocupação. Sempre que as exposições de grupos de população possam ser distintas, a análise de exposição deve tratá-los separadamente.

A localização do domínio de exposição pode ser especificada com vários graus de refinamento; poderá abarcar um país inteiro ou uma região, ou cingir-se a uma área urbana, dependendo dos objectivos e da resolução dos dados de entrada disponíveis. Para a modelação da exposição ao ar ambiente, o domínio pode ser uma cidade. Podem considerar-se semelhantes as exposições nos vários pontos da cidade, mas diferentes das exposições noutras cidades. Neste caso, a modelação da qualidade do ar constitui uma mais valia pois permite a obtenção de um campo de concentrações de poluentes no ar ambiente urbano, possibilitando assim o cálculo de exposições diferenciadas espacialmente numa cidade.

Em termos de resolução temporal, para alguns agentes ambientais, é razoável considerar a exposição integrada de longo prazo, e o único interesse em picos de curto prazo prende-se com a análise da sua contribuição para a exposição de longo prazo. No outro extremo encontram-se os poluentes que em concentrações baixas são irrelevantes (e.g. CO e NO), mas para os quais os picos de exposição resultam em intoxicações ou até mesmo morte. Ainda outros poluentes como os alergenicos são de grande importância para a fracção hipersensível da população, dado que mesmo em níveis de exposição baixos e de curta duração podem ter consequências agudas graves. Assim, para poluentes como o CO e o NO, períodos de tempo curtos são relevantes para a avaliação da exposição e da probabilidade de efeitos na saúde, enquanto que para poluentes particulados como PM_{2.5} que é uma mistura variável e complexa, tanto os períodos curtos como os períodos longos de exposição são importantes em termos de efeitos na saúde [IPCS, 2005].

Os modelos de exposição são desenvolvidos para estimar a exposição ou a dose a que estão sujeitos indivíduos, grupos de pessoas definidos ou a população total de uma dada área. A exposição pode ser estimada como uma variável contínua ou integrada no tempo, variando de minutos a uma vida inteira. Os resultados de um modelo podem incluir os valores médios ou medianos, parâmetros da distribuição (desvio padrão, percentis,

gamas) ou funções densidade de probabilidade. Assim, os modelos de exposição variam amplamente em termos de complexidade, abordagem, dados de entrada e saída.

Um modelo de exposição é uma estrutura conceptual projectada para estimar as relações entre eventos mensuráveis e para reflectir a realidade dos cenários de exposição da população. É normalmente baseado numa conhecida ou prevista cadeia de eventos relevantes para o cenário de exposição em estudo. Lamentavelmente, as exposições ambientais são frequentemente influenciadas por diversos factores difíceis de descrever quantitativamente, e é normalmente necessário estabelecer compromissos e simplificações [IPCS, 2005].

A Figura 5.1 mostra relações diferentes entre variáveis correlacionadas. No 1º caso há uma correlação entre as duas variáveis mas a causa não é conhecida, no caso 2 há uma relação causa-efeito, no caso 3, ambos os efeitos têm a mesma causa conhecida e podem estar correlacionados. Se as variáveis não se correlacionarem não há nada a modelar. Os modelos baseados em relações causais (caso 2) são geralmente mais fiáveis do que os modelos baseados unicamente em associações estatísticas que podem não estar causalmente relacionadas (caso 1), pois a correlação estatística pode resultar de uma causa que afecta os dois eventos, que, no entanto, não dependem um do outro.

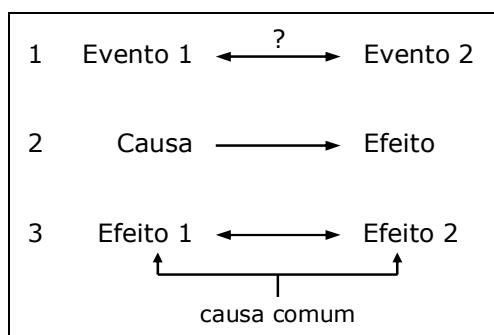


Figura 5.1 – Possíveis relações entre duas variáveis (eventos) num modelo de exposição

Há várias formas de classificar os modelos de exposição de acordo com a sua estrutura e formulação. No entanto, a divisão em modelos empíricos ou mecanicistas e modelos determinísticos ou estocásticos (probabilísticos) parece ter consenso na comunidade epidemiologista. A Tabela 5.1 apresenta as principais características destes dois grupos de modelos.

Tabela 5.1 - Tipos de modelos de exposição, [IPCS, 2005].

	Mecanicistas	Empíricos
Determinísticos	Construções matemáticas de processos físico-químicos que calculam saídas fixas para um conjunto fixo de entradas	Modelos estatísticos baseados em valores de entradas e saídas medidos (i.e. modelos de regressão que relacionam concentrações atmosféricas e níveis de um poluente no sangue ou concentrações ambientais de um poluente com exposições individuais)
Estocásticos	Construções matemáticas de processos físico-químicos que calculam gamas ou distribuições de densidade de probabilidade de uma saída de um modelo de exposição (i.e. estimativa de exposições individuais para uma população em estudo)	Baseados em modelos de regressão, onde as variáveis e coeficientes do modelo são definidos por distribuições de probabilidade, representando a variabilidade e/ou incerteza nas entradas e parâmetros do modelo

Um modelo mecanicista/físico simula o comportamento real de um agente no ambiente e no organismo alvo, o seu transporte e transformações físicas e químicas, através de equações matemáticas que reproduzem esses processos e os factores que os afectam. Produz normalmente estimativas únicas usando valores pontuais como variáveis de entrada, mas pode também fornecer resultados em termos de distribuição partindo das distribuições dos dados de entrada, utilizando a aproximação probabilística. Um modelo empírico prognostica concentrações e exposições baseado nas suas associações estatísticas com as concentrações no meio relevante e outras variáveis independentes observadas em estudos de monitorização. É uma representação numérica das relações entre dados de entrada e de saída baseados em medições, daí só poder ser utilizado para locais ou em situações para as quais existam valores medidos de concentração e exposição. Um exemplo é a regressão entre qualidade do ar e exposição pessoal, ou a regressão múltipla considerando as concentrações em vários microambientes. A precisão de um modelo empírico depende da especificidade das séries de dados para as quais foi aplicado, pelo que se torna dúbia a sua aplicação a outros sistemas (local, população) e mesmo a outro período temporal. Estes modelos podem ser usados para explorar e identificar correlações entre fenómenos. Outros métodos estatísticos podem posteriormente inferir sobre o mecanismo causal subjacente às correlações encontradas. Contrariamente, um modelo mecanicista de exposição pode ser aplicado a um sistema para o qual não existam dados de exposição medidos, ou em que seja inviável ou impossível fazer medições. Tal facto possibilita a aplicação destes modelos para estimar a exposição em situações passadas ou para cenários futuros.

Tanto os modelos mecanicistas como os empíricos podem ser classificados como determinísticos ou estocásticos (probabilísticos). Num modelo determinístico são dados valores fixos às variáveis, o sistema é, em qualquer momento, totalmente determinado

pelas condições iniciais e fronteira escolhidas. Um modelo probabilístico tem em consideração a presença de alguma aleatoriedade num ou em vários parâmetros de entrada ou variáveis. Simula as probabilidades de ocorrência de exposição numa população. Em modelos estocásticos simples, os resultados podem ser calculados analiticamente; no entanto, para modelos mais complexos, a simulação de Monte Carlo pode ser usada para obter as distribuições de saídas. Neste caso, variáveis de entrada aleatórias são representadas como funções densidade de probabilidade, a partir das quais os valores são seleccionados aleatoriamente e substituídos nas equações do modelo para produzir um resultado. Este processo é repetido milhares de vezes de forma a simular e prever uma função densidade de probabilidade para o evento a modelar num sistema alvo. Um modelo determinístico representa uma única repetição de um modelo estocástico, ou uma média de várias repetições.

A selecção do modelo de exposição a aplicar num dado estudo depende de alguns factores como a sua simplicidade matemática e computacional, a consistência e exactidão, bem como a acessibilidade a variáveis e dados de entrada. Este é um ponto determinante na escolha do modelo de exposição a usar. Para os Estados Unidos existem já algumas compilações de dados e de factores de exposição, maioritariamente desenvolvidos pela USEPA, como o *USEPA's Exposure Factors Handbook*, *American Industrial Health Council's Exposure Factors Sourcebook*, *USEPA's Child-Specific Exposure Factors Handbook* e o *USEPA's Consolidated Human Activity Database (CHAD)*. Ao nível europeu destaca-se o ECETOC (*Exposure Factors Sourcebook for European Populations, with Focus on UK Data*) e a base de dados ExpoFacts (European Exposure Factors) disponível desde 2004 e que contém informação, com diferentes graus de detalhe, de 30 países europeus, não incluindo Portugal. Ao nível nacional, só existem compilações de factores de exposição em França e na Alemanha [IPCS, 2005]. Contudo nenhuma destas bases de dados contém informação suficiente como suporte à modelação probabilística.

Um modelo de exposição, determinístico ou probabilístico, necessita de informação *à priori* que pode, por sua vez, resultar da aplicação de outros modelos, para a obtenção de, por exemplo, concentrações ambientais no exterior e em vários microambientes interiores. Assim, e tal como mostra a Figura 5.2, a estimativa possível da exposição de um indivíduo ou da população passa pela aplicação de um sistema de modelos de qualidade do ar e exposição.

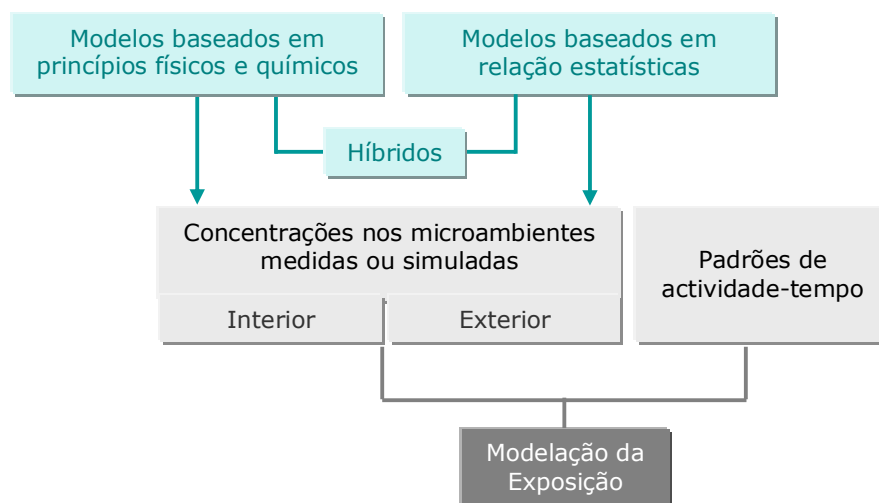


Figura 5.2 – Diagrama esquemático de um sistema de modelos de qualidade do ar e exposição [NRC, 1991].

Na modelação da exposição baseada no conceito de microambiente, os modelos de actividade-tempo que fornecem as sequências e as distribuições do tempo que as pessoas passam nos vários microambientes e as suas actividades por microambiente, são articulados com os modelos de distribuição de concentrações (e.g. partículas) para cada microambiente originando como resultado as estimativas da distribuição da exposição integrada através dos microambientes distintos. Os modelos probabilísticos são muitas vezes usados para a modelação microambiental.

Algumas das bases de dados de actividade-tempo e modelos recorrem a uma classificação microambiental dos locais bastante detalhada, considerando muitos microambientes. Este detalhe apenas se justifica quando se estudam poluentes com grande variabilidade em termos de concentrações. Por outro lado, as concentrações de material particulado estão mais uniformemente distribuídas, apresentam menor variabilidade espacial, e por conseguinte, a classificação de microambientes para este poluente é mais simples e mais bem sucedida em termos de resultados de exposição [IPCS, 2005].

5.1. Módulo de exposição aplicado ao sistema MM5-CAMx

Um dos objectivos do trabalho aqui apresentado prende-se com a estimativa da exposição da população à escala regional, dado ser esse o âmbito de aplicação em que se insere este estudo. Utilizando como metodologia o método indirecto de determinação da exposição, isto é, através da modelação numérica, construiu-se um módulo de cálculo de exposição com base na sequência apresentada na Figura 5.2 e adaptado à escala de estudo, i.e. tendo em conta que à escala regional não é exigido muito detalhe ao nível espacial na informação relativa aos census populacionais, perfis actividade-tempo,

distribuição espacial de microambientes que, por um lado não está disponível para Portugal, e por outro lado, quando existir, permitirá complementar um estudo de aplicação do módulo aqui descrito.

Atendendo a que a aplicação do sistema de modelos MM5-CAMx conduz à estimativa dos níveis de qualidade do ar em todas as células de um domínio definido para uma região de estudo, tais matrizes constituem o principal dado de entrada ao módulo de exposição. O programa considera vários microambientes como residência, outros interiores (local de trabalho, escola, serviços), interior de um veículo, exterior (rua), e calcula as concentrações em cada um desses microambientes, através de relações empíricas retiradas e/ou adaptadas da bibliografia [Wu *et al.*, 2005; USEPA, 1997; Monn, 2001; Gulliver & Briggs, 2004; Baek *et al.*, 1997], nomeadamente resultantes de campanhas experimentais de medições, e apresentadas na Tabela 5.2. A concentração associada ao microambiente exterior (rua) é dada directamente pelos valores simulados pelo modelo CAMx. Para as PM_{10} faz-se uma distinção entre dia e noite, e entre o microambiente residência e outros ambientes interiores, como escritórios, para os quais se desconta a contribuição das emissões da cozinha [USEPA, 1997; Borrego *et al.*, 2006b].

Tabela 5.2 – Relações empíricas interior/exterior para os poluentes O_3 , NO_2 e PM_{10} , e para três microambientes distintos.

Poluente	Microambientes		
	Residência	Outros interiores	Interior de veículo
O_3	$C_{int} = 0,4C_{ext}$	$C_{int} = 0,6C_{ext}$	$C_{int} = 0,2C_{ext}$
NO_2	$C_{int} = 0,5C_{ext}$	$C_{int} = 0,7C_{ext}$	$C_{int} = 3C_{ext}$
PM_{10}	$C_{int}(dia) = 48 + 0,51C_{ext}$ $C_{int}(noite) = 20 + 0,52C_{ext}$	$C_{int}(dia) = 48 \cdot (1 - 0,14) + 0,51C_{ext}$ $C_{int}(noite) = 20 \cdot (1 - 0,14) + 0,52C_{ext}$	$C_{veic} = 13,1 + 0,83C_{ext}$

Um outro dado de entrada é a população da região de estudo, na forma de matriz do número de pessoas, para o domínio a simular. Sabendo que cada indivíduo passa um certo tempo em diferentes locais ao longo de um dia, é necessário considerar as fracções do dia em que cada microambiente é visitado, ou seja, para cada intervalo de tempo definido (e.g. 1 hora), requer-se a percentagem de população que está presente em cada um dos microambientes definidos. Assim, o perfil actividade-tempo da população é um dado essencial ao cálculo da exposição. Partindo da equação 2.5 (pág. 28), o módulo de exposição calcula, em termos de distribuição espacial e de evolução temporal, a exposição anual média individual recorrendo à equação 2.6 (ver §2.2.3, pág.28) integrada no tempo, ou seja, em unidades de concentração [$M.L^{-3}$]; e a exposição acumulada da população [$M.L^{-3}.T.habitante$].

5.2. Qualidade do ar à escala regional

Os compromissos de Portugal como EM da UE levam à necessidade de avaliar a qualidade do ar no território nacional mediante as redes regionais de monitorização da qualidade do ar, geridas pelas Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDRs).

As redes regionais de monitorização da qualidade do ar compreendem mais de 60 estações de medição de concentrações de poluentes atmosféricos em contínuo, classificadas em urbanas, suburbanas e rurais quanto ao tipo de ambiente e em tráfego, industrial e fundo, consoante a sua localização e tipo de influência.

Na Figura 5.3 apresenta-se a distribuição espacial das estações de qualidade do ar em Portugal Continental. Como se pode verificar, as estações de monitorização localizam-se essencialmente no litoral e nos grandes aglomerados populacionais, em especial Lisboa e Porto, o que implica um conhecimento deficiente do estado da qualidade do ar no interior do país se se recorrer apenas à monitorização como instrumento de avaliação.

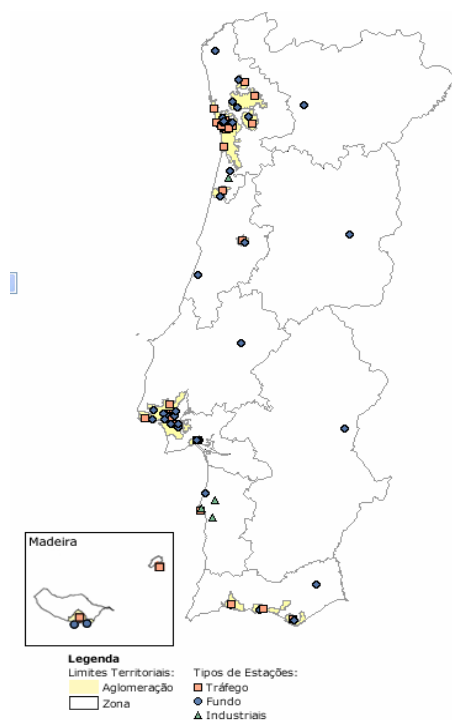


Figura 5.3 - Redes Regionais de Monitorização da Qualidade do Ar [URL 21].

Com o intuito de inferir não só os níveis de qualidade do ar em todo o território nacional, mas também estimar a relação entre a qualidade do ar, a densidade populacional e a possível exposição humana a poluentes atmosféricos, bem como a variabilidade espacial destes parâmetros em Portugal Continental, aplicou-se o sistema de modelos MM5-CAMx e o módulo de exposição desenvolvido a um caso de estudo definido.

5.2.1. Modelação de qualidade do ar

De entre os anos mais recentes com disponibilidade de dados de qualidade do ar (2003 a 2005), foi seleccionado o ano de 2004 para a simulação anual, visto ser um ano em que a ocorrência de eventos extremos foi reduzida. É sabido que os anos de 2003 e 2005 se caracterizaram pela ocorrência de incêndios florestais durante um período considerável e abrangendo uma vasta área do país, que implicaria considerar as emissões daí oriundas para a simulação da qualidade do ar [Martins, 2007].

O modelo MM5 foi inicializado com os dados meteorológicos globais de reanálise do NCAR/NCEP (National Centre for Atmospheric Research/ National Center for Environmental Prediction) com uma resolução horizontal de 2,5° e foi aplicado a 3 domínios (Figura 5.4), usando a técnica de *two-way nesting*, cujos parâmetros se encontram descritos na Tabela 5.3. A simulação meteorológica foi realizada em períodos consecutivos de 5 dias, como referido em §4.2.3, usando as parametrizações indicadas na Tabela 5.3.

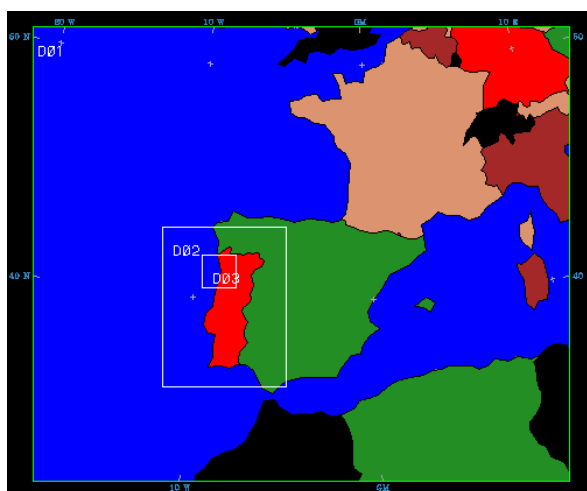


Figura 5.4 – Domínios de simulação para o modelo meteorológico MM5.

Tabela 5.3 – Dimensões e resolução horizontal e vertical dos domínios de simulação anual do MM5.

	Dimensões	Resol. horizontal	Resolução vertical	Parametrizações físicas	
				Camada Limite	Outras
D1-meteo	92x78 céls	27 km	25 níveis verticais	MRF	<i>Nuvens:</i> Grell <i>Humidade:</i> Reisner graupel <i>Radiação:</i> RRTM <i>Superfície:</i> Fixed-Layer Soil model
D2-meteo	64x82 céls	9 km		Burk-Thompson	
D3-meteo	52x52 céls	3 km		Burk-Thompson	

A simulação do MM5 para o primeiro domínio (D1-meteo) serve para criar uma física mais consistente entre os dados globais NCAR/ NCEP e os domínios de interesse (D2-meteo e

D3-meteo) para a simulação química. A simulação de longo prazo do CAMx foi efectuada para dois domínios utilizando a técnica de *nesting*, um sobre Portugal Continental (D1) com 48 x 80 células de 9 km de resolução horizontal, e 15 níveis verticais que correspondem aos 15 primeiros níveis considerados na modelação meteorológica, e um segundo domínio (D2) sobre a região do Porto, com 38 x 32 células de 3 km de resolução, que será referido mais detalhadamente no caso de estudo seguinte.

De forma a simular não só a química da fase gasosa mas também a da fase particulada, utilizou-se o mecanismo químico 4, que tem por base o CB IV para as espécies gasosas, e inclui espécies em fase particulada, os aerossóis. Usou-se o método numérico PPM para advecção e difusão horizontais explícitas, o método CCM para a resolução química da fase gasosa e o ISORROPIA para os aerossóis.

Relativamente a emissões, para além do inventário nacional de 2003, foram consideradas as emissões incluídas no modelo de qualidade do ar LOTOS [Visschedijk e Denier van der Gon, 2005] nas células do domínio D1 que abrangem o território espanhol. Estas emissões têm uma resolução espacial de 12 km, superior à do inventário de emissões EMEP (50 km) [Monteiro *et al.*, 2007a], e portanto mais adequada ao caso de estudo.

Para cada dia de simulação, e para cada domínio, é construído um ficheiro de resultados com os campos 3D de concentrações horárias das espécies definidas como espécies a simular. Neste caso, e para a obtenção de resultados para os poluentes gasosos clássicos e para poluentes particulados como PM₁₀ e PM_{2.5}, consideraram-se 21 espécies, entre as quais os gases NO, NO₂, SO₂, O₃ e os constituintes do material particulado (ver Tabela 4.9, pág.81) (H₂O₂, HNO₃, NH₃, PNO₃, PSO₄, PNH₄, POA, PEC, FPRM, CPRM, CCRS, FCRS, e os grupos de aerossóis orgânicos secundários SOA1, SOA2, SOA3, SOA4, SOA5, formados a partir dos seus precursores gasosos CG1 a CG5, resultantes de COVs).

De forma a utilizar com alguma confiança os resultados da simulação de longo prazo na estimativa da exposição, procedeu-se a uma avaliação do desempenho do sistema MM5-CAMx. O modelo MM5 em simulação de longo prazo e utilizando as mesmas parametrizações físicas, foi já validado para algumas aplicações de escala regional, nomeadamente para França e para Portugal Continental [Vautard *et al.*, 2001; Borrego *et al.*, 2003b; Monteiro *et al.*, 2005a]. No âmbito deste trabalho efectuou-se a validação dos resultados do modelo MM5 para quatro estações meteorológicas, com localizações distintas de forma a avaliar o desempenho do MM5 em várias regiões de Portugal: Lisboa (Aeroporto da Portela), Porto (Pedras Rubras), Viseu e Viana do Castelo.

Consideram-se os parâmetros meteorológicos temperatura e componentes u e v do vento para a avaliação qualitativa e quantitativa dos valores horários simulados pelo MM5 para o domínios de Portugal (9 km de resolução) e para o ano de 2004. No Anexo I (pág.A-2) encontra-se representada a evolução temporal da média móvel para a temperatura simulada e observada, calculada para períodos de 24 horas (média diária), e os valores horários simulados e observados para a velocidade do vento e as componentes u e v. De

um modo geral, o modelo subestima a temperatura média diária, especialmente na estação de Lisboa e nos meses de Inverno (Anexo I - Figura A.2). Em termos de média horária, a melhor concordância entre valores observados e simulados verifica-se para Viseu e Viana do Castelo (Anexo I - Figura A.3 e Figura A.4). Em todas as estações os máximos registados são subestimados pelo MM5.

Para a avaliação quantitativa dos resultados da simulação meteorológica anual, calculou-se o coeficiente de correlação para as quatro estações meteorológicas consideradas, e os parâmetros estatísticos propostos por Keyser e Anthes [1977] e já apresentados no ponto §4.2.2.3 (pág.61). A Tabela 5.4 resume os resultados obtidos.

Tabela 5.4 – Resultados da análise estatística efectuada para a simulação anual do MM5.

Parâmetros Meteorológicos	Parâmetros Estatísticos	Lisboa	Porto	Viseu	Viana do Castelo
Temperatura	r	0,89	0,87	0,93	0,89
	S/S_{obs}	0,99	0,94	0,98	0,83
	E/S_{obs}	0,74	0,57	0,43	0,55
	E_{UB}/S_{obs}	0,47	0,50	0,37	0,59
Componente u	r	0,56	0,73	0,83	0,64
	S/S_{obs}	0,74	1,02	0,65	1,14
	E/S_{obs}	1,05	0,76	0,58	0,89
	E_{UB}/S_{obs}	0,85	0,84	0,58	0,88
Componente v	r	0,56	0,77	0,74	0,73
	S/S_{obs}	0,68	1,25	0,66	1,00
	E/S_{obs}	0,86	0,84	0,69	0,72
	E_{UB}/S_{obs}	0,83	0,83	0,67	0,72

Pela análise dos valores calculados verifica-se que a temperatura é o melhor parâmetro meteorológico simulado, pois apresenta coeficientes de correlação mais elevados e erros menores, traduzidos pelas relações E/S_{obs} e E_{UB}/S_{obs} inferiores à unidade. Em relação às componentes u e v do vento, a análise estatística indica um melhor desempenho do modelo para a simulação da componente norte-sul (v), excepto na estação de Viseu onde a componente este-oeste (u) apresenta melhores resultados. Esta análise corrobora a avaliação qualitativa da evolução temporal destas variáveis meteorológicas apresentada no Anexo I (Figura A.1 a Figura A.4) Em termos globais, a simulação meteorológica revela um bom desempenho do modelo MM5, particularmente na estação de Viseu.

Para averiguar o desempenho do modelo em termos da evolução diária simulada calculou-se o perfil médio diário para os valores observados e simulados, para o ano de 2004, de temperatura, componente u e componente v do vento, representados na Figura 5.5 para as estações de Lisboa e Porto.

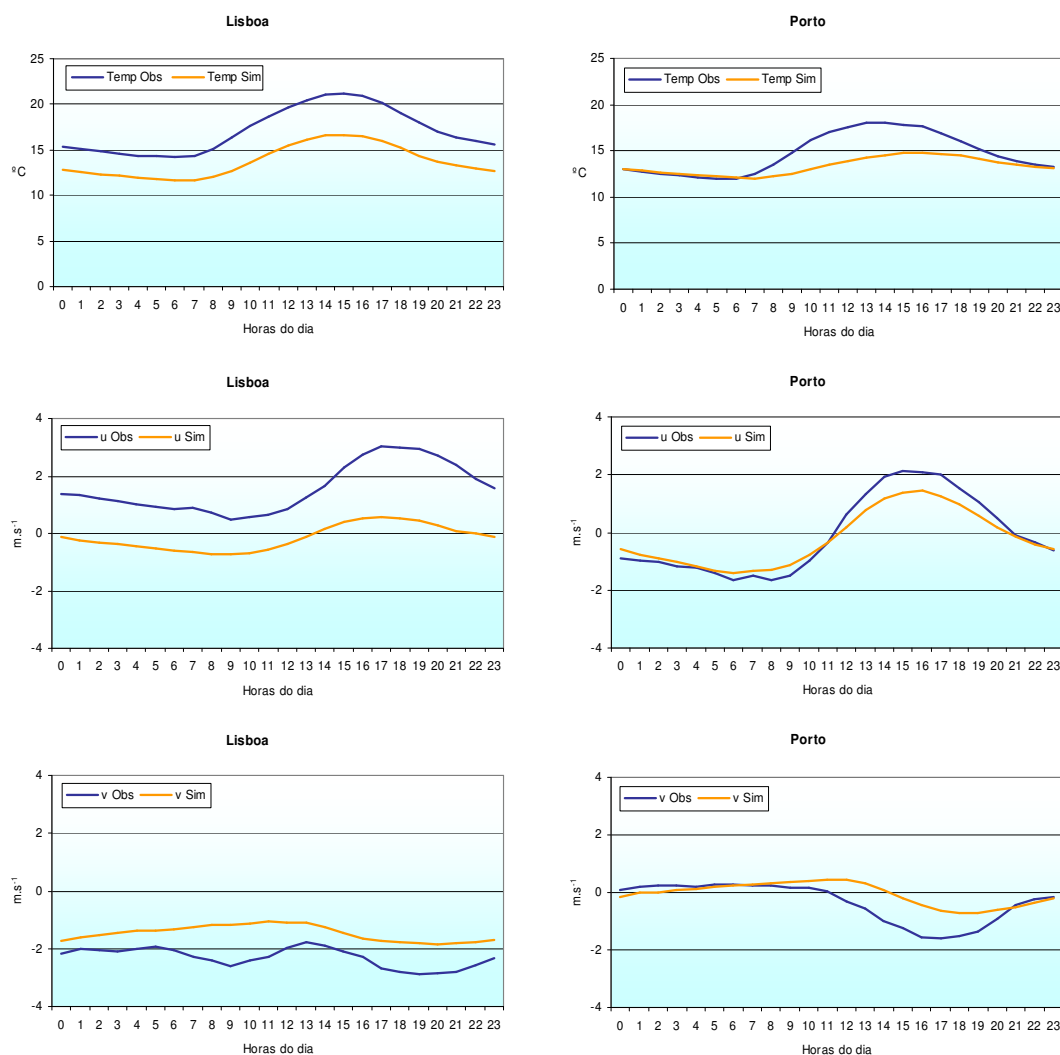


Figura 5.5 – Perfil diário médio anual dos valores simulados e observados para a temperatura, e componentes u e v do vento nas estações de Lisboa e Porto.

Constata-se que, tal como seria de esperar dado o pior desempenho do modelo para a estação de Lisboa já detectado na análise anterior, a estação do Porto apresenta também melhores resultados em termos do acompanhamento das variações dos parâmetros meteorológicos ao longo do dia. No entanto, nesta estação, verifica-se uma sobrestimativa da componente v e subestimativa da componente u durante a tarde, e uma subestimativa da temperatura entre as 7h e as 20h. Refira-se que os perfis médios diários calculados com base nos valores observados e simulados para o período de Verão (Junho a Setembro) são análogos aos da Figura 5.5.

Esta subestimativa da componente v durante a tarde indica que o modelo não simula adequadamente as condições meteorológicas de mesoscala, nomeadamente circulações de brisa e de montanha. A resolução espacial dos dados globais que inicializam a simulação com o modelo MM5 pode ser demasiado baixa para a descrição de situações meteorológicas de mesoscala levando a que o modelo sobrevalorize as condições

sinópticas, mais bem definidas. O inferior desempenho do modelo em termos das componentes do vento poderá reflectir-se na simulação de qualidade do ar, condicionando o transporte e a dispersão dos poluentes na simulação de longo prazo do modelo CAMx, que contempla, como entradas, os campos bi e tridimensionais simulados pelo MM5.

A avaliação do modelo CAMx aplicado aos dois domínios definidos foi efectuada para as estações de qualidade do ar apresentadas na Tabela 5.5. Esta selecção foi feita com base em todas as estações da rede de qualidade do ar onde, em 2004, eram efectuadas medições em contínuo dos poluentes O₃, NO₂ e PM₁₀, excluindo as que apresentaram eficiência inferior a 85%. Ao valor de 90% referido na legislação [DL 111/2002; DL 320/2003] deve descontar-se 5%, relativos à manutenção e calibração dos aparelhos, segundo o *Guidance on the Annexes to the Decision 97/101/EC on Exchange of Information as revised by Decision 2001/752/EC for the European Commission* [CE, 2002].

Tabela 5.5 – Estações das Redes Regionais de Monitorização da Qualidade do Ar usadas na validação da simulação de longo prazo com o sistema MM5-CAMx para o ano de 2004.

Estações de Monitorização da Qualidade do Ar	Concelho	Classificação	
		Ambiente	Influência
Vila do Conde	Vila do Conde	Suburbana	Tráfego
Vermoim	Maia	Urbana	Tráfego
Matosinhos	Matosinhos	Urbana	Tráfego
Antas	Porto	Urbana	Tráfego
Espinho	Espinho	Urbana	Tráfego
Entrecampos	Lisboa	Urbana	Tráfego
Odivelas	Odivelas	Urbana	Tráfego
Custóias	Matosinhos	Suburbana	Industrial
Perafita	Matosinhos	Suburbana	Industrial
Estarreja/Teixugueira	Estarreja	Suburbana	Industrial
Chamusca	Chamusca	Rural	Fundo
Leça do Balio	Matosinhos	Suburbana	Fundo
Vila Nova da Telha	Maia	Suburbana	Fundo
Centro de Lacticínios	Paços de Ferreira	Urbana	Fundo
Ermesinde	Valongo	Urbana	Fundo
Coimbra (Instituto Geofísico)	Coimbra	Urbana	Fundo
Loures	Loures	Urbana	Fundo
Mem-Martins	Sintra	Urbana	Fundo
Olivais	Lisboa	Urbana	Fundo
Reboleira	Amadora	Urbana	Fundo
Quinta do Marquês	Oeiras	Urbana	Fundo
Laranjeiro	Almada	Urbana	Fundo

A legislação de qualidade do ar estabelece o valor limite diário de PM₁₀ de 50 µg.m⁻³ e os limiares de informação e alerta para o O₃, 180 e 240 µg.m⁻³ respectivamente. Tendo em conta que em Portugal, nos últimos anos, os poluentes O₃ e PM₁₀ se têm revelado como

críticos em termos de qualidade do ar com possíveis consequências para a saúde humana, calcularam-se as médias diárias das concentrações simuladas de PM_{10} para todo o ano e os máximos diários de O_3 para o período de Verão (de Maio a Setembro), período de maior número de horas de radiação solar propiciando concentrações de ozono mais elevadas.

Para a apresentação gráfica de resultados considerou-se um conjunto de estações abrangendo exemplos de estações urbanas de tráfego (Matosinhos e Odivelas), urbanas de fundo (Centro de Laticínios, Coimbra), rural de fundo (Chamusca) e suburbana industrial (Perafita). A análise da evolução temporal dos resultados obtidos mostra uma tendência geral do modelo para subestimar as médias diárias de PM_{10} , exceptuando as estações de Matosinhos e Perafita (Anexo II - Figura A.5). Denota-se um melhor desempenho do modelo na simulação dos máximos diários de O_3 observados (Anexo II - Figura A.6). Contudo, em alguns períodos os valores simulados pelo CAMx apresentam um comportamento divergente dos dados observados, o que pode estar relacionado com o facto de nesses períodos Portugal estar sob a influência de uma baixa térmica, condição meteorológica bastante frequente na Península Ibérica (como se detalhará mais adiante - pág.141), que o MM5 não simula adequadamente, como já se verificou em estudos anteriores [e.g. Carvalho *et al.*, 2002].

As concentrações de PM_{10} e O_3 registadas nos períodos de 12 a 18 de Junho, 29 de Junho a 6 de Julho, 12 a 15 de Julho, e subestimadas pelo CAMx poderão ser justificadas pela ocorrência de incêndios florestais em vários distritos de norte a sul do país [DGF, 2004]. Como já foi referido neste trabalho, a qualidade do ar em Portugal é frequentemente influenciada pela presença de partículas de origem natural oriundas dos desertos do norte de África. Este fenómeno, parece ser o responsável pelos picos de PM_{10} registados entre os dias 23 e 29 de Julho (Anexo IV – Tabela A.1, pág.A-11) aliado também à ocorrência de incêndios em todo o país no período de 25 a 29 de Julho. Martins [2007] estudou a ocorrência de incêndios florestais em Portugal no período de 2003 a 2005, concluindo que em Julho de 2004, o país foi fustigado pelo número de incêndios, embora tenha sido, dos três, o ano com menos ocorrências.

Relativamente ao cumprimento da legislação verifica-se que o valor limite diário de PM_{10} ($50 \mu g.m^{-3}$) é ultrapassado em quase todas as estações. Quanto ao limiar de informação para o O_3 ($180 \mu g.m^{-3}$), ele é excedido nos períodos em que se verificou a ocorrência de incêndios florestais, dado que as condições meteorológicas em que ocorrem propiciam também a produção de O_3 .

A Figura 5.6 e a Figura 5.7 apresentam a relação entre os valores observados e simulados (para os domínios D1 e D2) de PM_{10} (médias diárias) e O_3 (máximos diários). Os respectivos coeficientes de correlação são apresentados à frente, na Tabela 5.6. Para as estações abrangidas pelos dois domínios simulados verifica-se que não existem diferenças consideráveis entre os valores simulados em ambos os domínios de simulação, mostrando

que o aumento da resolução horizontal do domínio D1 para o domínio D2 não se repercute nos resultados obtidos.

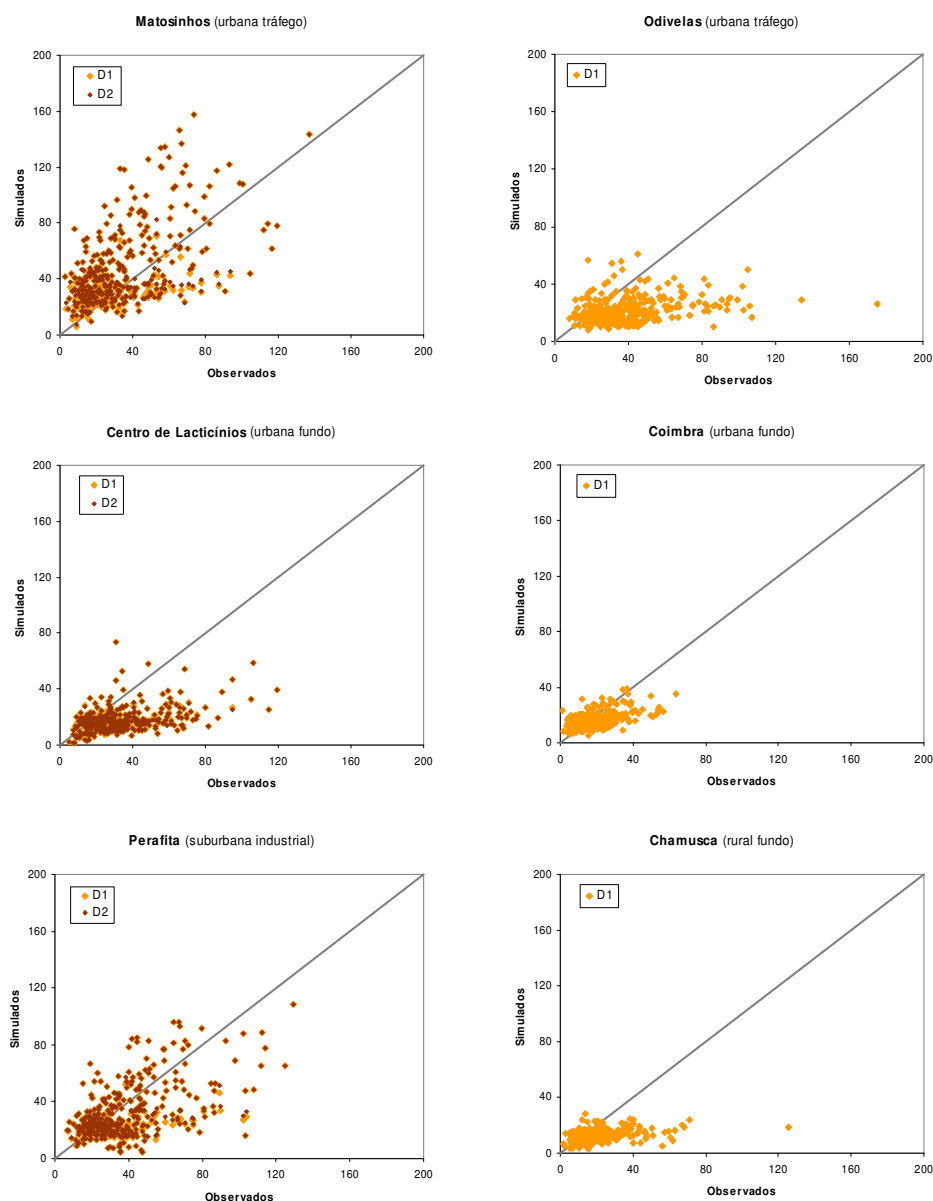


Figura 5.6 – Relação entre as concentrações médias diárias de PM_{10} observadas e simuladas para 2004 nas estações seleccionadas.

A razão concentrações simuladas vs concentrações medidas aproxima-se mais da unidade nas estações urbanas e suburbanas de fundo, embora se denote que o modelo subestima as médias diárias de PM_{10} na estação Centro de Lacticínios. Relativamente às estações de tráfego, e atendendo ao carácter local deste tipo de estações, nomeadamente no que diz respeito a PM_{10} , um poluente primário resultante do tráfego rodoviário, o modelo apresenta um bom desempenho para Matosinhos, subestimando, no entanto, os níveis de

PM₁₀ medidos em Odivelas. Na estação suburbana industrial de Perafita os valores observados para ambos os poluentes são também subestimados pelo CAMx. No caso do O₃ verifica-se alguma dispersão dos resultados em relação à recta de 1 para 1, especialmente nas estações urbanas de fundo.

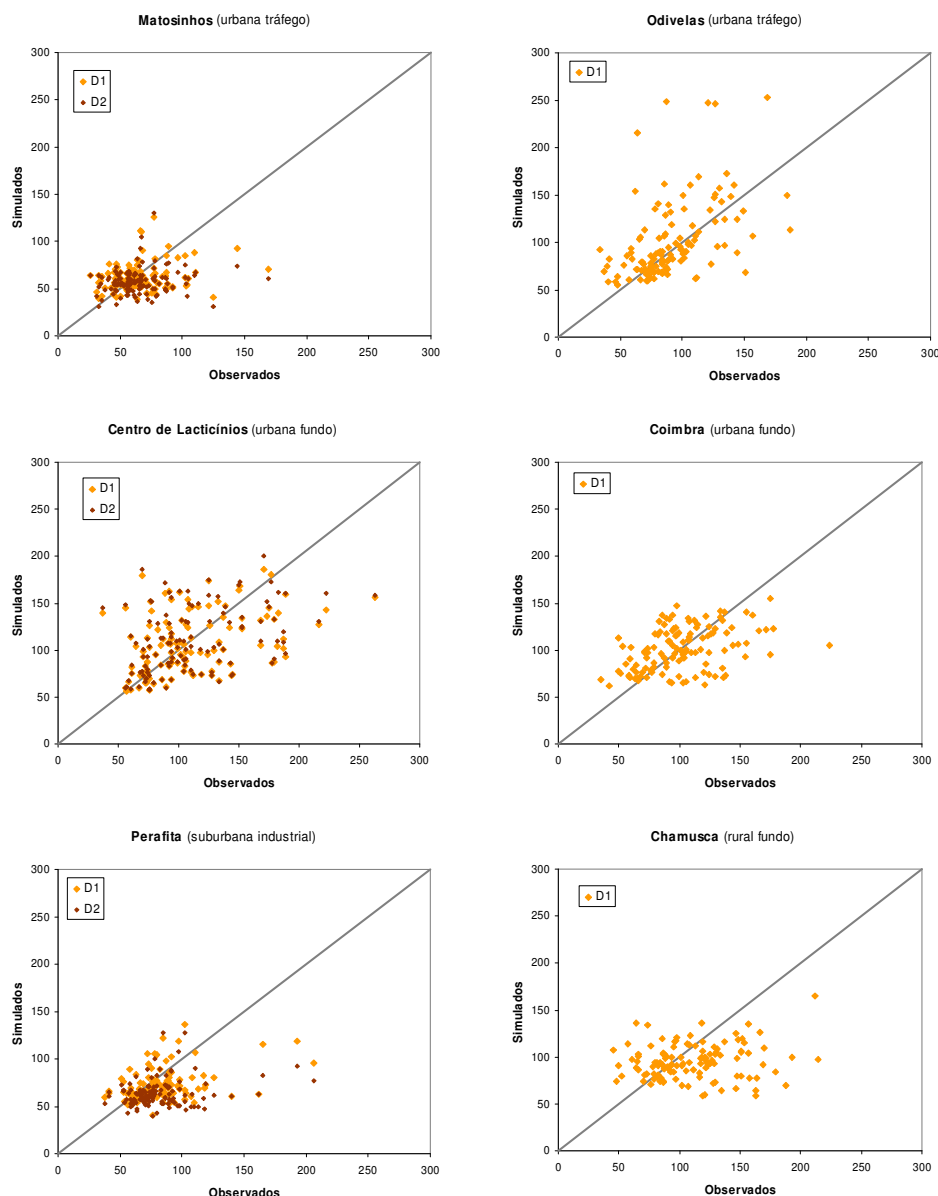


Figura 5.7 – Relação entre as concentrações máximas diárias de O₃ observadas e simuladas para o Verão de 2004 (Maio a Setembro) nas estações seleccionadas.

De forma a avaliar o desempenho do modelo na simulação do perfil diário calcularam-se as concentrações médias observadas e simuladas, de PM₁₀ e de O₃, para cada hora do dia e para as mesmas estações consideradas anteriormente - Figura 5.8 e Figura 5.9.

Os perfis diários obtidos para PM_{10} demonstram que efectivamente, e como já referido anteriormente, é bastante difícil simular a variação diária deste poluente. Contudo, a curva dos valores simulados acompanha a dos valores observados nas estações de Odivelas, Coimbra e Chamusca.

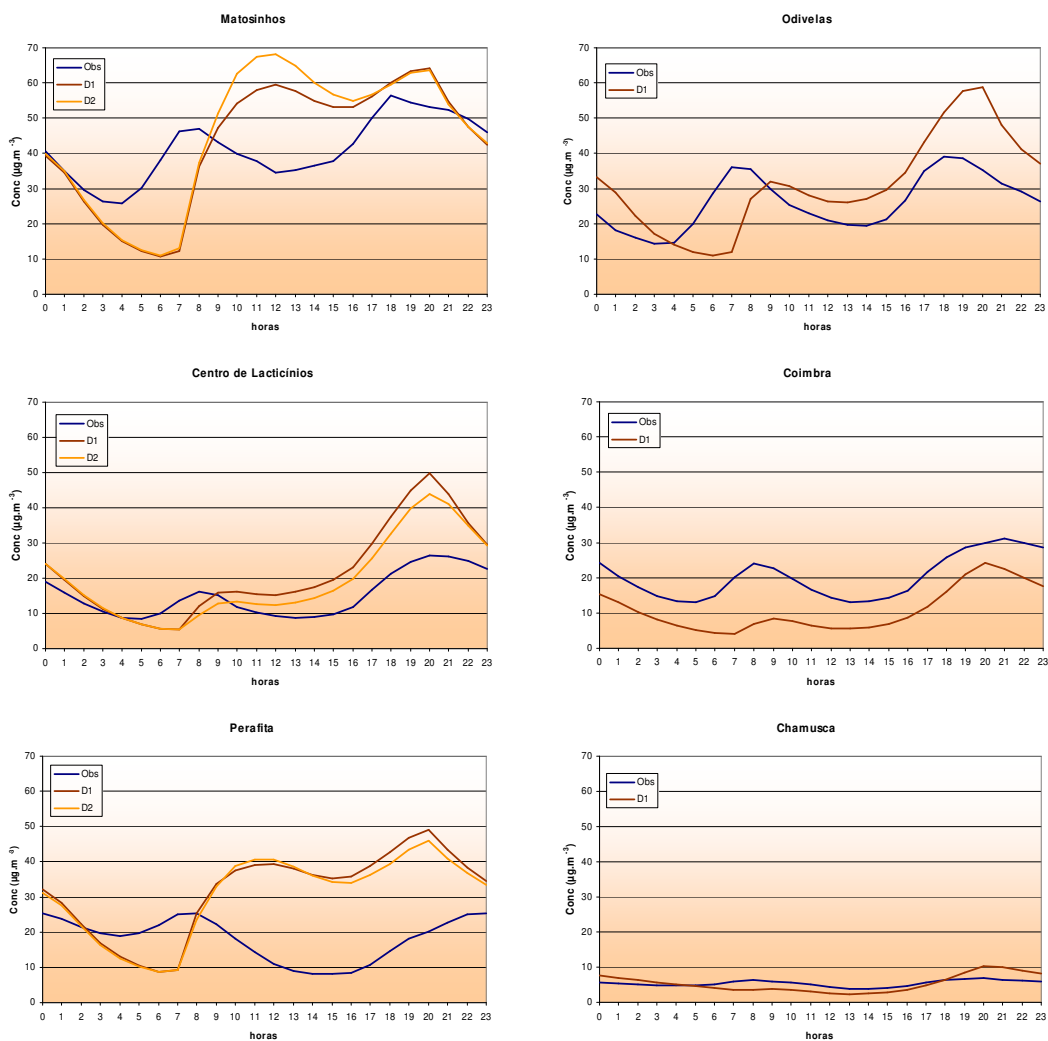


Figura 5.8 – Perfil diário de PM_{10} baseado nas concentrações observadas e simuladas para 2004, nas estações seleccionadas.

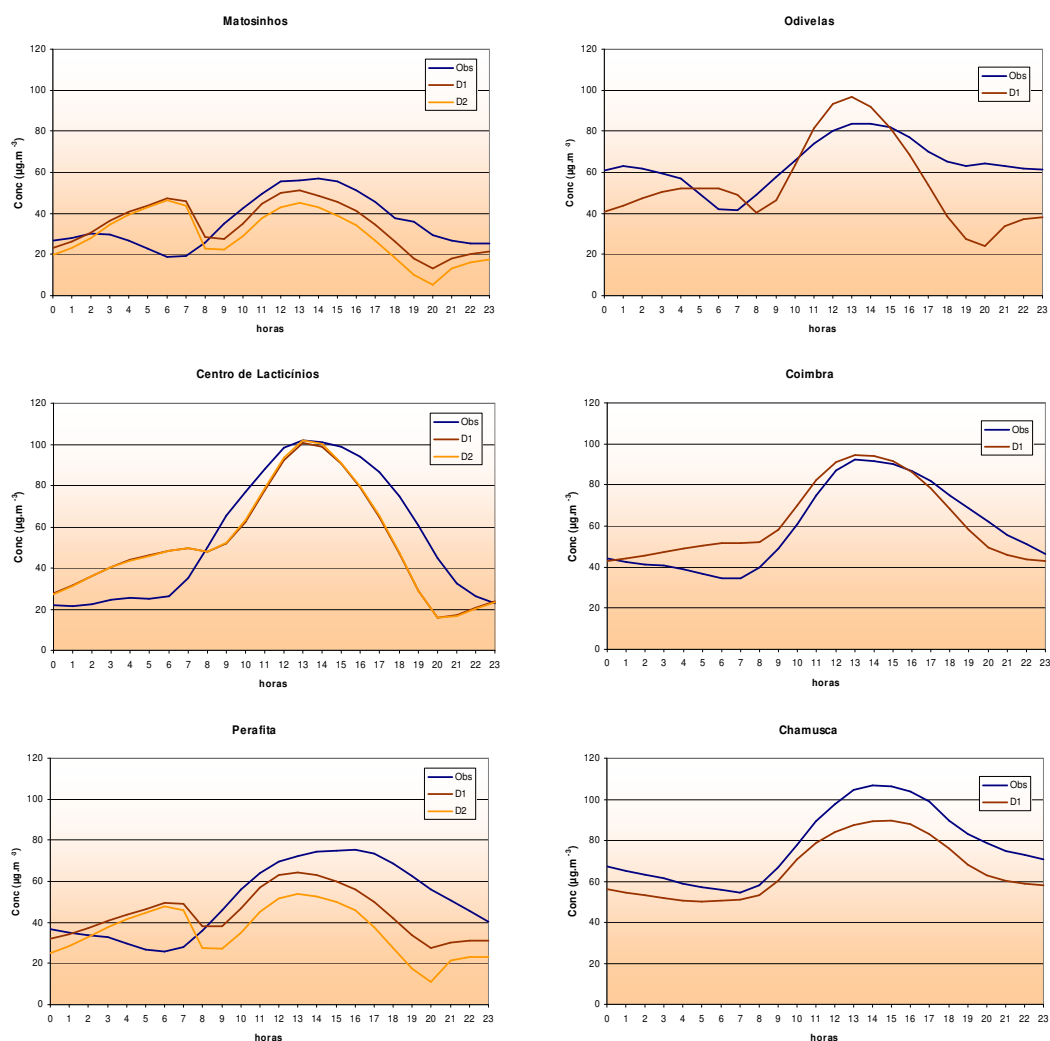


Figura 5.9 – Perfil diário de O_3 baseado nas concentrações observadas e simuladas para o Verão de 2004 (Maio a Setembro) nas estações seleccionadas.

Em relação ao O_3 , o CAMx é capaz de simular a evolução das concentrações horárias ao longo do dia médio especialmente durante o dia, verificando-se em quase todas as estações uma sobrestimativa dos níveis de O_3 no período nocturno. No entanto, ao início da manhã, verifica-se um pico nos valores de O_3 simulados, não medido. Tal inconformidade poderá estar relacionada com o perfil diário considerado para as emissões industriais e de tráfego de NO_2 e COVs, precursores da formação de ozono e com as condições meteorológicas simuladas para as localizações das estações analisadas.

Foi efectuada também uma avaliação quantitativa do desempenho do modelo CAMx na simulação das concentrações dos poluentes PM_{10} , NO_2 e O_3 considerando os parâmetros estatísticos já referidos no ponto §4.3.2.3 – factor de correlação (r), erro sistemático médio (ESM) e erro quadrático médio (EQM) (Tabela 4.10, pág.86). Os resultados obtidos na análise estatística estão apresentados na Tabela 5.6, para os dois domínios simulados.

Tabela 5.6 – Análise estatística efectuada aos resultados da simulação de longo prazo com o sistema MM5-CAMx para PM₁₀, NO₂ e O₃ (D1 a preto, D2 a verde).

Estações		PM ₁₀ (anual)			NO ₂ (anual)			O ₃ (Maio a Set 2004)		
		r	ES	EQM	r	ES	EQM	r	ES	EQM
Vila do Conde (T)	D1	0,53	37,6	41,7	0,49	6,2	20,5	0,50	-12,2	24,4
	D2	0,54	36,1	40,0	0,48	5,7	20,3	0,46	-10,6	25,3
Vermoim (T)	D1	0,58	14,5	25,4	0,34	-6,7	32,3	0,21	10,9	32,2
	D2	0,63	12,8	25,0	0,29	-5,9	34,3	0,19	15,9	35,4
Matosinhos (T)	D1	0,65	15,9	23,6	0,44	-1,7	30,7	0,23	4,4	23,8
	D2	0,63	-3,0	22,7	0,38	-3,8	36,6	0,22	-0,7	25,4
Antas (T)	D1	0,53	13,6	23,6	0,31	1,6	39,6	0,10	4,4	34,2
	D2	0,50	5,4	23,4	0,26	-3,6	48,9	0,18	-4,7	43,4
Espinho (T)	D1	0,50	31,7	38,7	0,44	5,4	23,0	0,41	-19,2	41,9
	D2	0,54	30,6	37,5	0,41	3,8	23,5	0,42	-20,6	44,3
Entrecampos (T)	D1	0,38	24,8	34,7	0,38	13,4	31,6	0,34	-33,2	60,3
Odivelas (T)	D1	0,35	17,0	28,2	0,42	-5,0	23,3	0,48	-9,7	38,5
Custóias (I)	D1	0,60	13,6	24,4	0,27	-18,4	39,4	0,12	22,7	38,5
	D2	0,65	-14,6	28,6	0,23	-21,3	46,5	0,20	18,1	41,1
Perafita (I)	D1	0,57	18,6	26,7	0,26	-11,3	29,0	0,40	10,6	26,6
	D2	0,60	4,4	20,1	0,24	-10,5	29,7	0,34	-6,3	31,1
Estarreja/Teixugueira (I)	D1	0,45	19,9	29,4	0,35	2,6	20,1	0,36	-1,5	40,9
	D2	0,45	19,9	29,4	0,34	3,6	19,7	0,35	1,5	41,7
Chamusca (F)	D1	0,33	7,5	14,7	0,26	-2,2	8,3	0,13	9,4	39,0
Leça do Balio (F)	D1	0,58	9,7	21,6	0,25	-15,9	36,6	0,23	-4,3	42,6
	D2	0,60	7,7	21,2	0,21	-17,9	41,9	0,19	-0,2	45,7
Vila Nova da Telha (F)	D1	0,62	14,9	22,3	0,32	-14,6	32,1	0,33	10,9	32,8
	D2	0,64	-5,6	19,8	0,33	-10,9	29,4	0,33	8,5	32,2
Centro de Lactínios (F)	D1	0,49	16,3	23,5	0,49	-5,8	19,0	0,39	4,0	43,3
	D2	0,49	14,1	23,0	0,48	-3,8	17,8	0,39	-1,2	43,4
Ermesinde (F)	D1	0,49	10,7	22,1	0,29	-12,5	37,0	0,36	10,4	37,6
	D2	0,46	11,2	22,7	0,22	-17,3	47,4	0,40	-5,9	38,9
Coimbra (Inst Geofísico) (F)	D1	0,56	3,4	11,8	0,48	9,2	16,1	0,42	0,7	31,0
Loures (F)	D1	0,37	14,0	22,1	0,39	-1,9	22,7	0,49	-11,3	36,3
Mem-Martins (F)	D1	0,35	6,7	15,4	0,44	-3,9	18,4	0,51	-6,4	41,1
Olivaís (F)	D1	0,29	10,9	22,2	0,27	-0,9	30,7	0,45	-18,6	45,5
Reboleira (F)	D1	0,35	9,4	22,7	0,32	-8,8	31,3	0,45	-11,9	43,5
Quinta do Marquês (F)	D1	0,43	13,1	20,8	0,41	-5,2	22,9	0,52	-15,2	45,3
Laranjeiro (F)	D1	0,41	10,9	20,3	0,42	-1,6	27,5	0,42	0,7	31,0

F – fundo; I – Industrial; T – Tráfego

Quanto ao factor de correlação obtido para os três poluentes pode-se dizer que o modelo é capaz de simular razoavelmente os valores medidos. No entanto, para PM₁₀, obtêm-se melhores resultados nas estações de tráfego e industriais, enquanto que relativamente ao O₃, os coeficientes de correlação mais elevados correspondem a estações de fundo, o que é expectável atendendo a que o O₃ é um poluente secundário que se forma e permanece na atmosfera em locais onde as emissões dos seus precursores (NO_x e COV) são mais baixas. Os valores obtidos para o erro sistemático revelam uma subestimativa dos valores médios diários de PM₁₀ observados em todas as estações e das medições horárias de NO₂ em algumas das estações de fundo e de tráfego. Verifica-se uma sobrestimativa dos máximos diários de O₃ na maioria das estações onde o CAMx subestima os níveis de NO₂. O erro quadrático médio, não negligenciando o facto de este parâmetro ter em conta a

grandeza em causa, assume valores mais elevados no caso da simulação das concentrações de O_3 .

Em relação aos domínios de aplicação, os parâmetros estatísticos calculados não diferem significativamente do D1 para o D2. Contudo, em algumas estações, a correlação entre dados observados e simulados de PM_{10} e O_3 melhora ligeiramente, piorando no caso do NO_2 . Uma melhoria no inventário de emissões ao nível da freguesia poderá contribuir para tirar mais partido da capacidade de *nesting* do CAMx.

A avaliação estatística efectuada indica, globalmente, um desempenho razoável do modelo CAMx. No entanto, pode-se referir que a simulação de qualidade do ar apresenta falhas que, por um lado, poderão estar relacionadas com um desempenho inferior do MM5 devido à resolução grosseira dos dados globais de entrada e às condições meteorológicas não captadas com essa resolução. Esta questão tem repercussões na simulação de qualidade do ar cuja validação foi realizada em locais onde não é possível avaliar o desempenho do MM5, devido à inexistência de estações meteorológicas. Uma outra questão que em simulações episódicas é contornável, e que numa simulação de longo prazo é relevante, é a definição das condições iniciais e fronteira, facto evidenciado pelo pior desempenho do modelo nas estações de fundo. Na aplicação do sistema MM5-CAMx considerou-se uma variação mensal dessas condições, embora uniforme em todo o domínio. O refinamento das condições iniciais e fronteira, nomeadamente recorrendo a resultados de uma simulação de um modelo de qualidade do ar de escala global poderá conduzir a um melhor desempenho do modelo CAMx na simulação de longo prazo. Relativamente à variação diária simulada, o comportamento do sistema de modelos MM5-CAMx pode ser melhorado actuando ao nível dos perfis diários e sazonais aplicados às emissões de tráfego e industriais. Refira-se ainda que o mau desempenho do modelo em algumas estações (nomeadamente na região do Porto) se pode dever também ao inventário nacional de emissões, que, apesar de ser actualizado com alguma regularidade (o utilizado neste trabalho é de 2003), tem incertezas associadas.

Apesar destas limitações, a simulação de longo prazo realizada com o sistema MM5-CAMx pode ser usada com alguma confiança na estimativa da exposição humana, considerando-o, em primeira instância, como uma abordagem metodológica.

5.2.2. Modelação de Exposição

Para a estimativa da distribuição espacial da exposição humana a NO_2 , O_3 e PM_{10} em Portugal Continental aplicou-se o módulo de exposição desenvolvido, descrito em §5.1.

Através do pós-processador CAMxTRCT foram extraídos os campos bidimensionais de concentrações horárias dos poluentes à superfície a partir dos ficheiros de saída da simulação de qualidade do ar MM5-CAMx para o domínio maior, que engloba todo o território nacional.

Foram consultados os dados populacionais do Censos 2001 [INE, 2002a] que inclui informação por concelho, segundo o grupo etário e segundo a condição perante a actividade económica. De acordo com os dados disponíveis, foram considerados 3 subgrupos da população: População Empregada e Estudante maior de 15 anos, População Desempregada e População Inactiva (que não exerce uma actividade profissional, ou a exerce de uma forma marginal, são exemplos os reformados e domésticas), e foram construídas matrizes, uma por cada subgrupo da população, do número de pessoas em cada célula do domínio, apresentadas na Figura 5.10.

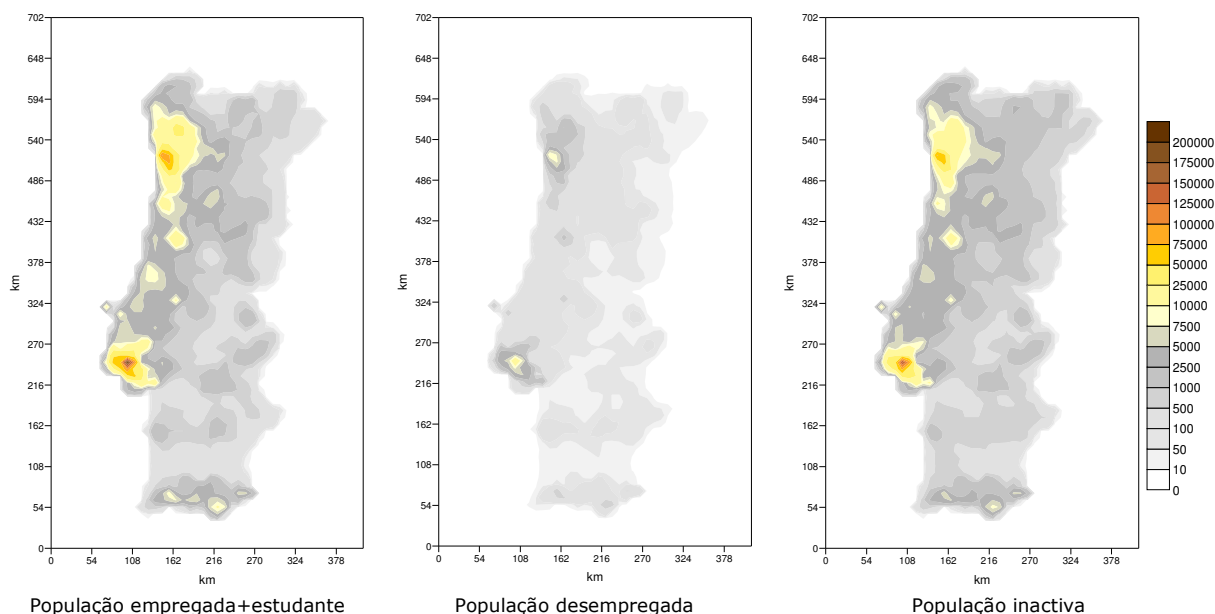


Figura 5.10 – Distribuição espacial da população empregada+estudante maior de 15 anos, população desempregada e população inactiva, no domínio de estudo.

A população, em geral, está mais concentrada no litoral, do Minho à Península de Setúbal, e no Algarve. As grandes cidades de Porto e Lisboa e áreas circundantes são as mais densamente povoadas, e a região do Alentejo e da fronteira com Espanha são as que apresentam densidade populacional mais baixa para os três subgrupos da população.

Conhecidas as concentrações de qualidade do ar no domínio de estudo, e o número de pessoas a elas expostas, torna-se indispensável o conhecimento do perfil actividade-tempo dessas pessoas para se poder estimar a exposição humana da população. O Instituto Nacional de Estatística realizou em 1999 um inquérito à ocupação do tempo, cuja metodologia e resultados se apresentam em INE [1999].

O tempo é um recurso partilhado por todos em igualdade de circunstâncias. Contudo, a utilidade do tempo é concretizada na sua ocupação, ou seja, pelas actividades que se realizam em cada momento. É neste sentido que o tempo pode ser diferente para cada indivíduo. Todos os indivíduos dispõem de 24 horas, mas cada indivíduo consagra mais ou menos tempo às diversas actividades segundo o sexo, a sua condição perante o trabalho,

o tipo de família em que se encontra inserido, a sua categoria socio-económica, entre outros [INE, 1999].

O Inquérito à Ocupação do Tempo (IOT) abrange o território do Continente e das Regiões Autónomas dos Açores e da Madeira, tendo-se estabelecido que os resultados deveriam ser representativos ao nível de NUTS I (nacional) e NUTS II (regional) e das Áreas Metropolitanas de Lisboa e do Porto, para as principais características previstas no inquérito. Foram utilizados três questionários, podendo a informação obtida através de cada um deles ser cruzada com a restante: Questionário de Família, Questionário Individual e Diário Individual. A partir do Diário Individual, para cada período de 10 minutos de ocupação de cada indivíduo, foram obtidos elementos sobre a ocupação principal, ocupação secundária, local/ meio de transporte, presença ou não de outros indivíduos. Assim, por subgrupo da população, para as 24 horas do dia e com uma resolução temporal de 10 minutos, obteve-se a percentagem de tempo em actividades como o sono, refeições, cuidados de higiene, trabalho profissional/ estudo, cuidados à família e trabalhos domésticos, lazer, ver televisão. Combinando toda esta informação, e considerando grupos de actividades por local interior ou exterior, isto é, por microambiente definido no módulo de exposição, obtiveram-se os perfis diários em base horária para os 3 subgrupos da população, tal como mostra a Figura 5.11.

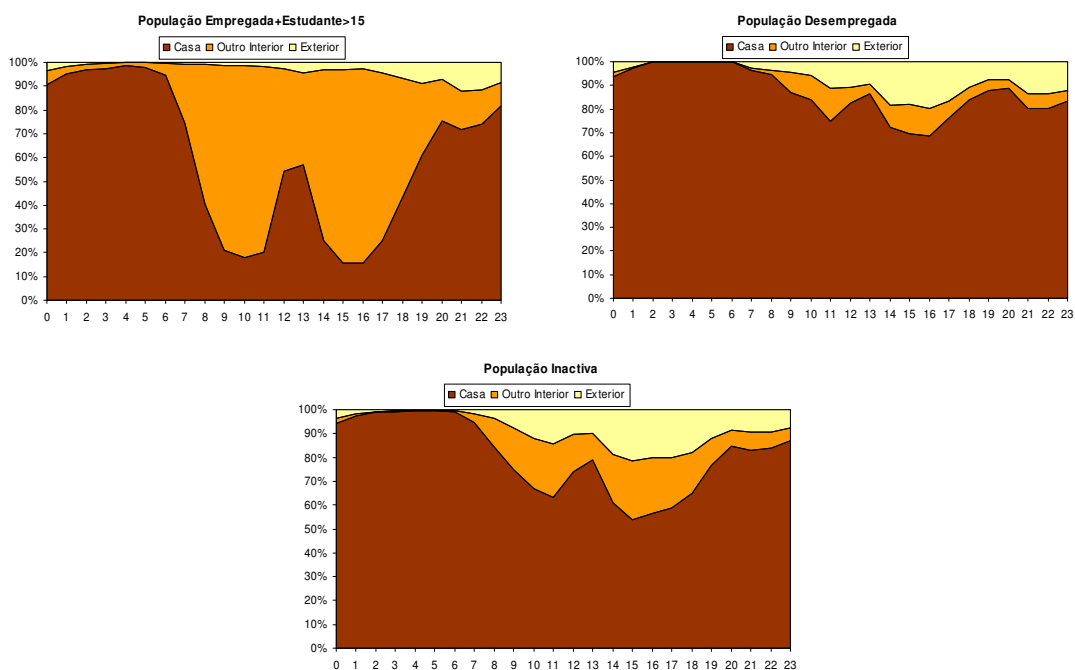
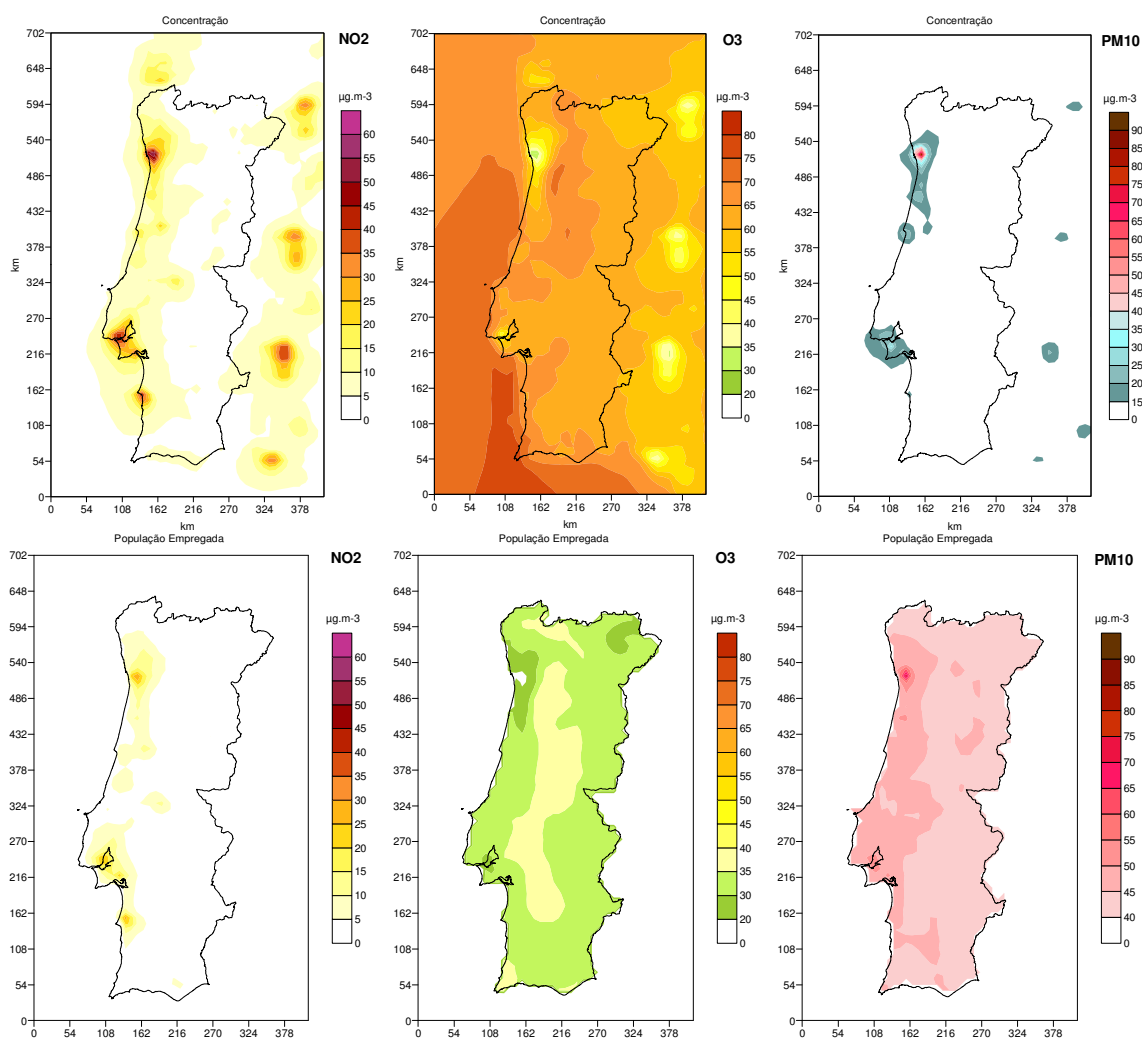


Figura 5.11 – Perfis diários de ocupação do tempo da população empregada+estudante maior de 15 anos, população desempregada e população inactiva.

As matrizes horárias das concentrações ambientais simuladas para o ano de 2004, usadas para o cálculo das concentrações por microambiente (Tabela 5.2, pág.107), e as matrizes do número de pessoas por subgrupo de população (com base nos Census 2001), associadas aos respectivos perfis diários calculados, sustentaram a estimativa da

exposição humana da população empregada e estudante, da população desempregada e da população inactiva de Portugal Continental.

A aplicação do sistema MM5-CAMx-módulo de exposição conduziu à estimativa da média anual da exposição humana individual para os subgrupos da população definidos. A Figura 5.12 apresenta, para cada poluente estudado, NO_2 , O_3 e PM_{10} , a distribuição espacial das concentrações médias anuais (NO_2 e PM_{10}) e de Verão (O_3) estimadas pelo sistema MM5-CAMx e da exposição individual média anual para cada subgrupo da população.



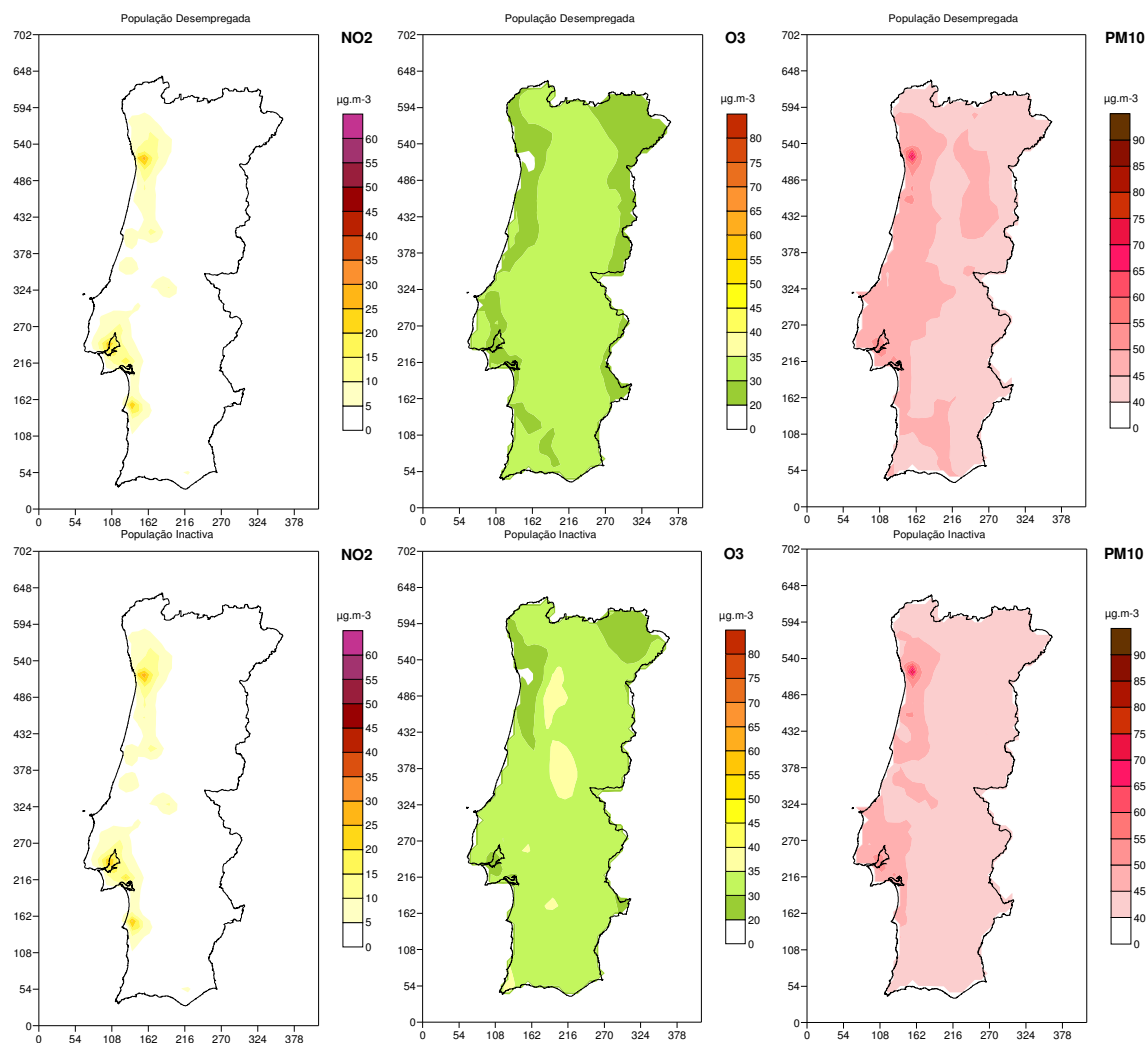


Figura 5.12 – Campos de concentrações e exposição média individual anual de NO₂ e PM₁₀, e sazonal (Verão) de O₃ para a população empregada+estudante maior de 15 anos, população desempregada e população inactiva, simuladas pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição.

Perante os resultados obtidos em termos de concentrações denota-se variabilidade espacial. Nas grandes áreas urbanas de Porto e Lisboa, os níveis de NO₂ estimados são os mais elevados, em oposição aos níveis mais baixos de O₃, sendo também as regiões que apresentam maiores emissões de óxidos de azoto, devido a fontes móveis (tráfego) e à localização de importantes fontes industriais. As concentrações anuais mais altas de PM₁₀ verificam-se também nos centros urbanos, onde o tráfego rodoviário é a fonte emissora que contribui maioritariamente para que o valor limite anual de 40 µg.m⁻³ legislado para este poluente seja ultrapassado.

Os resultados apresentados permitem constatar uma diferença significativa entre concentrações e exposição, especialmente para O₃ e PM₁₀. Tal diferença deve-se à presença das pessoas maioritariamente em espaços interiores e ao facto de as concentrações destes poluentes em ambiente interior diferirem bastante das

concentrações no ar exterior. No interior, os níveis de PM_{10} são mais elevados e os níveis de O_3 mais baixos que no exterior, pois, como já se referiu no capítulo 2, no interior existem fontes emissoras de partículas e, por outro lado, as paredes dos edifícios servem de filtro às concentrações de O_3 . A exposição individual média de um indivíduo a O_3 quer seja empregado, desempregado ou inactivo, e independentemente do local onde vive, é consideravelmente inferior à concentração correspondente no ar ambiente, o que indicia que a exposição de longo prazo a este poluente não constitui uma preocupação em termos de saúde em Portugal. No entanto, refira-se que neste estudo não é analisada a exposição de curto prazo nem o subgrupo da população que, por motivos profissionais ou pessoais, passa a maior parte do dia ao ar livre, sujeito aos picos de concentração de O_3 que se verificam com alguma frequência em dias muito quentes de Verão.

No que diz respeito a PM_{10} , a exposição é superior à concentração, com a excepção da área urbana do Porto, onde, como já foi referido, as concentrações médias anuais são elevadas. Relativamente ao NO_2 , a exposição média é inferior à concentração no ar ambiente, embora as diferenças não sejam tão notórias como para os outros dois poluentes analisados, com a ressalva das áreas urbanas de Porto e Lisboa, e a zona industrial de Sines, onde as concentrações simuladas são elevadas, ultrapassando mesmo o valor limite anual de $40 \mu g.m^{-3}$, dada a contribuição preponderante de fontes emissoras de NO_x .

Uma vez que não existem valores limite legislados para a exposição humana, a avaliação dos resultados obtidos neste, ou em qualquer estudo de modelação da exposição humana, cinge-se a uma avaliação comparativa com níveis de exposição individual medidos experimentalmente. Contudo, deve ter-se em conta que normalmente esses estudos são focalizados numa amostra que pode não ser representativa da população da área de estudo, e menos ainda da população de outra região. Num estudo reportado por Levy [1998] obtiveram-se medidas directas da exposição individual a NO_2 em 18 cidades de 15 países da América, Ásia e Europa, entre 22 (Genebra, Suíça) e $102 \mu g.m^{-3}$ (Sosnowiec, Polónia). Os valores da exposição individual média a NO_2 obtidos no presente trabalho situam-se na zona inferior da referida gama.

A Figura 5.13 apresenta a exposição anual acumulada da população para cada um dos subgrupos e poluentes analisados. Esta grandeza não é directamente proporcional ao risco para a saúde humana de cada indivíduo, serve apenas como indicador das áreas em que a saúde da população poderá ser mais atingida, em termos de número de pessoas afectadas. Assim, e considerando os três poluentes em conjunto, as áreas urbanas de Porto e Lisboa são as que merecem especial atenção, no que diz respeito à gestão da qualidade do ar, mediante a definição e implementação de estratégias e medidas para redução dos níveis de qualidade do ar, essencialmente PM_{10} , com vista à protecção da saúde.

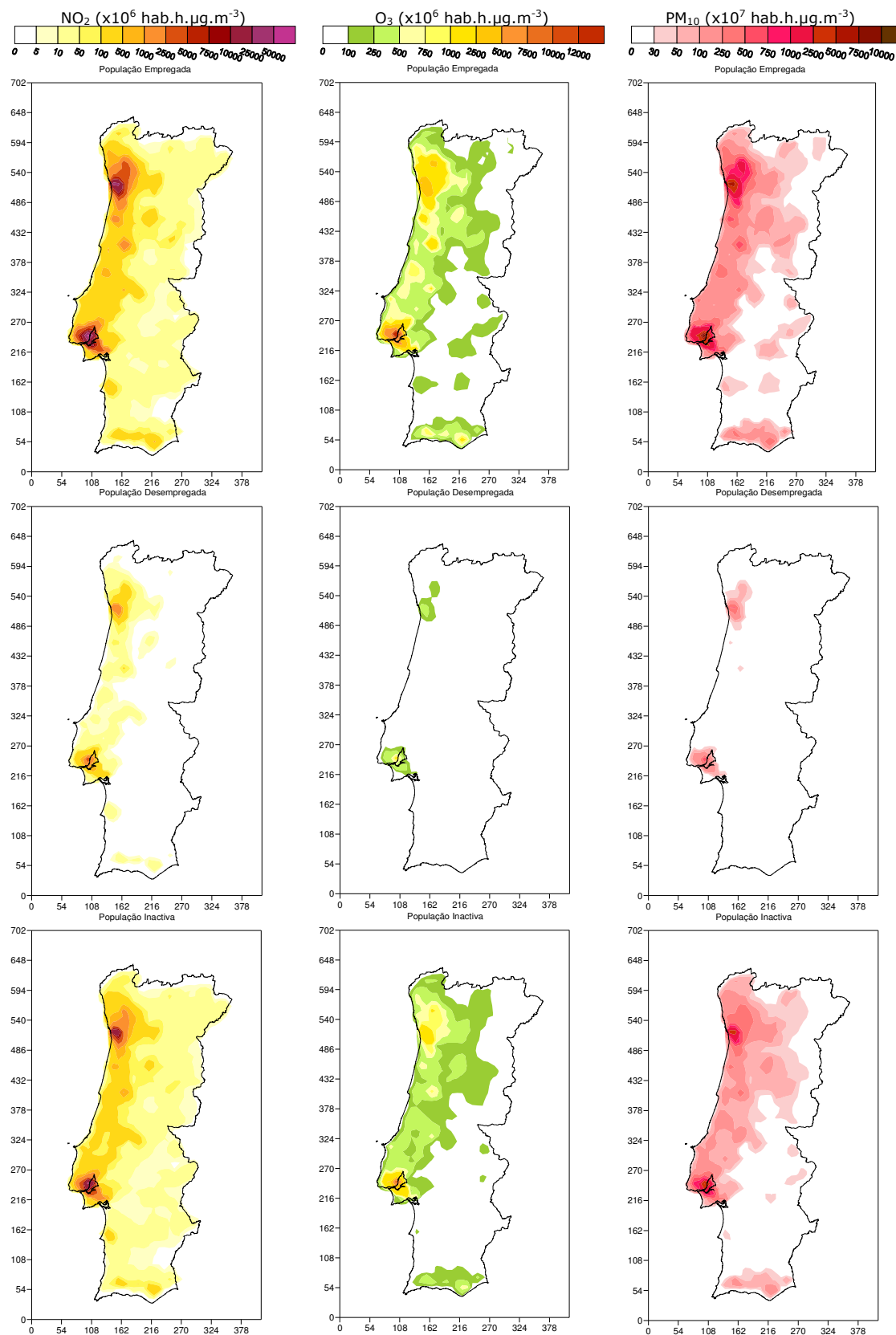


Figura 5.13 – Campos de exposição anual acumulada de NO₂, O₃ e PM₁₀, para a população empregada+estudante maior de 15 anos, população desempregada e população inactiva, simuladas pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição.

Na Figura 5.14 apresenta-se a variação temporal da exposição diária acumulada para os poluentes analisados e para os três subgrupos da população considerados, em quatro locais distintos: duas grandes áreas urbanas - Porto e Lisboa, uma área urbana de média dimensão - Coimbra, e Beja, uma zona urbana com baixa densidade populacional comparativamente com as três anteriores e sem problemas de qualidade do ar.

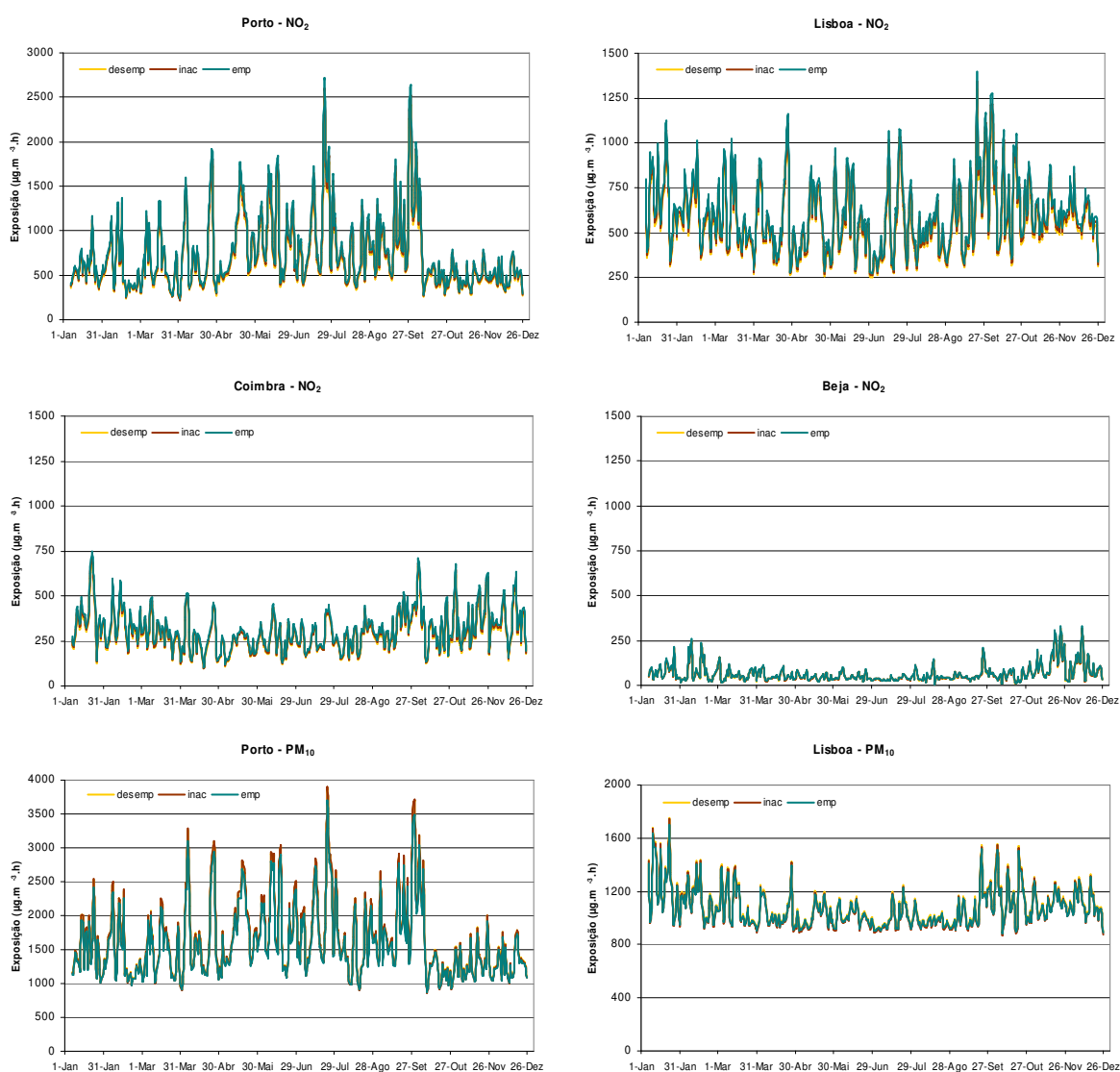




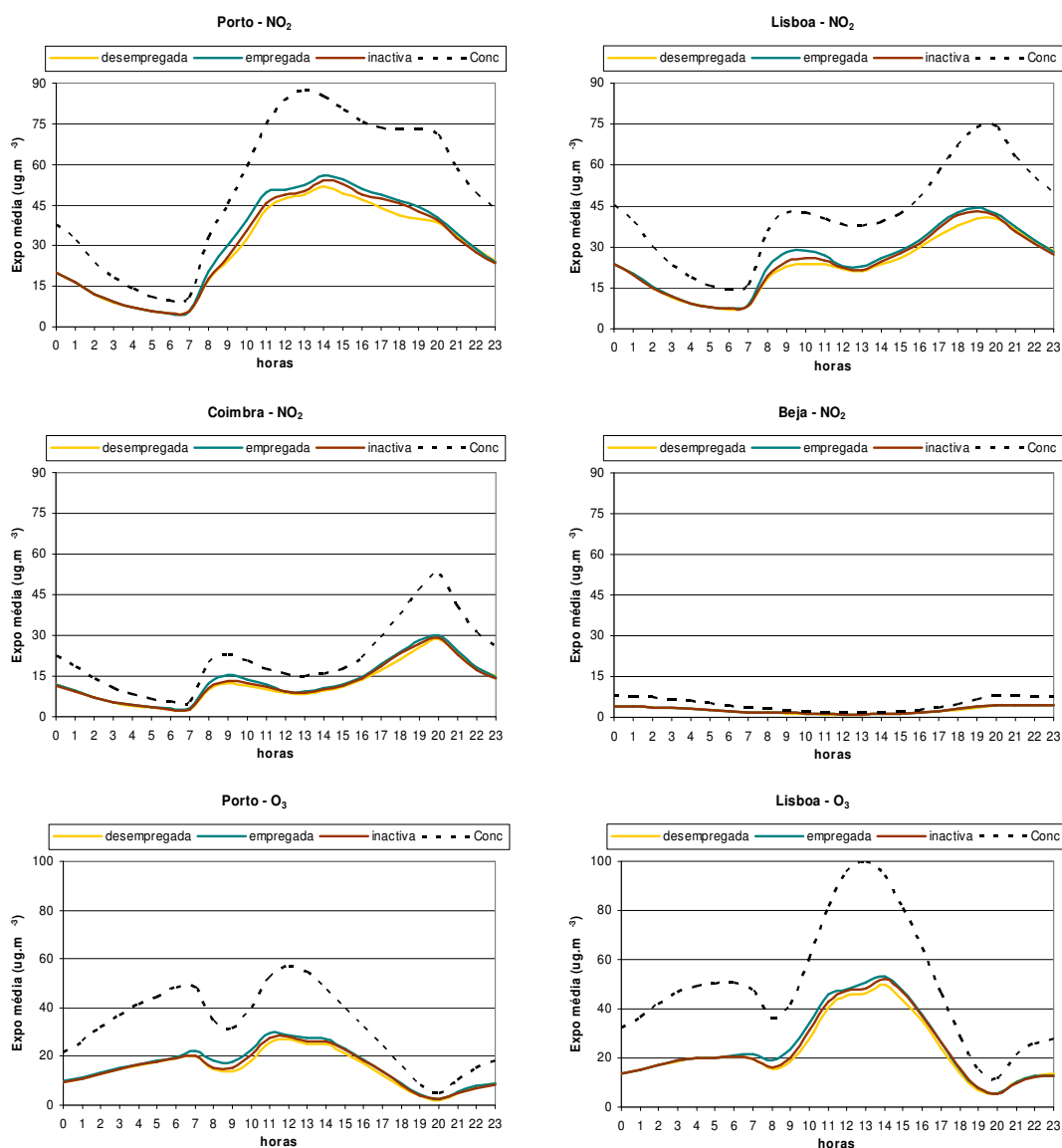
Figura 5.14 – Evolução temporal da exposição individual diária acumulada de NO_2 , O_3 e PM_{10} , simulada pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição, para a população empregada+estudante maior de 15 anos, população desempregada e população inactiva.

Denota-se a não existência de uma variação sazonal com excepção de PM_{10} e NO_2 no Porto, que é justificada pelo facto de os perfis actividade-tempo considerados serem representativos de um dia médio, não variando ao longo do ano. Os níveis de exposição diária acumulada de NO_2 e PM_{10} são mais elevados no Porto, em consequência da sobrestimativa das concentrações simuladas pelo CAMx nesta região. Comparando os valores obtidos para Beja, Coimbra e Lisboa, constata-se a influência das emissões de poluentes primários, proporcional ao carácter urbano e industrial duma região, que explica uma exposição diária acumulada mais elevada para NO_2 e PM_{10} e mais baixa para O_3 na região de Lisboa. A evolução da exposição diária é semelhante para cada um dos subgrupos da população, exceptuando o caso do O_3 , em que a exposição de um

empregado ou estudante é ligeiramente superior à de um desempregado ou inactivo, uma vez que este subgrupo da população se encontra em ambientes interiores (escritórios) cuja concentração de O_3 foi considerada superior à que se verifica dentro de casa.

Num estudo visando a estimativa da exposição a NO_2 e PM_{10} da população da área urbana de Hong-Kong os resultados são comparados com os Objectivos de Qualidade do Ar definidos para aquela cidade, uma das mais densamente povoadas do mundo. Esses objectivos consideram os limiares de $3600 \mu g.m^{-3}.h$ e $4320 \mu g.m^{-3}.h$ respectivamente para a exposição diária acumulada de NO_2 e PM_{10} [Chau *et al.*, 2002]. Os valores máximos de exposição diária acumulada obtidos para Portugal são inferiores aos referidos Objectivos.

Para avaliar a exposição individual média ao longo do dia foi calculado o perfil diário médio das concentrações e exposição simuladas para os mesmos quatro locais (Figura 5.15).



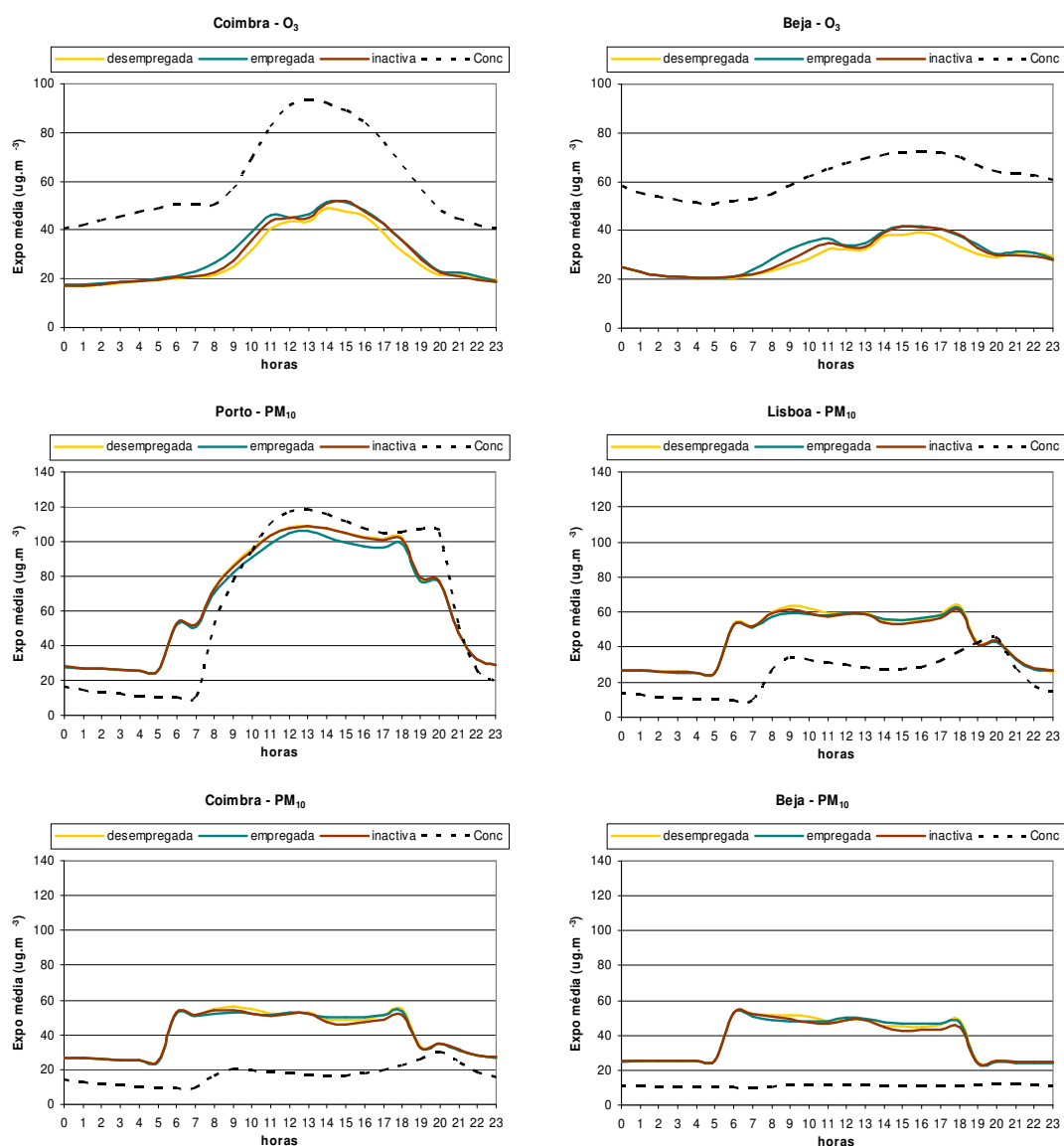


Figura 5.15 – Perfil diário médio da concentração e da exposição individual média de NO_2 , O_3 e PM_{10} , simuladas pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição, para a população empregada+estudante maior de 15 anos, população desempregada e população inactiva.

Pela observação da Figura 5.15 verifica-se que a variação das exposições individuais médias estimadas para cada subgrupo da população acompanha, tal como seria de esperar, a variação diária das concentrações simuladas. No entanto, para os poluentes NO_2 e O_3 , os níveis de exposição são muito inferiores às respectivas concentrações ambientais, enquanto que para PM_{10} se verifica o oposto, com a excepção do Porto. Os gráficos mostram ainda que não existe uma diferença significativa entre a exposição individual média de um empregado ou estudante, de um desempregado ou de um inactivo, embora a exposição de empregados/ estudantes seja ligeiramente superior às restantes, ao longo de todo o dia, e para os três poluentes. Saliente-se que esta análise

traduz a variação diurna média anual, e que o perfil diário de actividade-tempo considerado no cálculo da exposição não varia espacialmente, o que não corresponde à realidade, atendendo a que os hábitos de uma população urbana são distintos das actividades de uma população suburbana ou rural. Uma outra restrição da metodologia seguida para o cálculo da exposição está relacionada com os microambientes considerados, que não são representativos de todos os espaços visitados por um indivíduo ao longo do dia. A caracterização da qualidade do ar noutros microambientes, relevantes em termos de poluição atmosférica (bares, restaurantes e outros locais públicos), mediante relações interior-exterior, facultaria a sua inclusão na estimativa da exposição.

Tendo em consideração a variabilidade espacial e temporal destas duas grandezas, concentração e exposição, pode assim concluir-se que é irrealista considerar as concentrações ambientais medidas ou simuladas como estimativa da variação da exposição, e que a modelação da exposição para Portugal poderá ser melhorada se se obtiver informação mais detalhada sobre a população e a sua ocupação do tempo.

Olhando numa perspectiva global para esta estimativa grosseira da exposição, dada a resolução espacial e temporal da aplicação, pode-se afirmar que do ponto de vista da protecção da saúde da população, um indivíduo que exerça a sua actividade principal, profissional ou não, no interior do país ou no Algarve estará menos exposto aos poluentes atmosféricos, com conseqüente risco mais reduzido para a saúde humana. Por outro lado, um indivíduo que passe a maior parte do seu dia nas áreas urbanas de Porto ou Lisboa encontrar-se-á mais susceptível à manifestação da influência da poluição atmosférica na sua saúde, muito embora isso dependa da sua idade, vulnerabilidade e estado de saúde. Saliente-se também que os resultados obtidos indicam que as partículas são o poluente que merece mais atenção em termos de qualidade do ar e exposição humana, visando a protecção da saúde humana.

5.3. Partículas em Ambiente Urbano

A região do Porto, como segunda maior zona urbana de Portugal, possui já um nível de tráfego intenso, bem como uma área industrial diversificada, o que a torna vulnerável a problemas de qualidade do ar, especialmente no que diz respeito à poluição por material particulado, e conseqüentes efeitos na saúde das populações.

5.3.1. Monitorização da qualidade do ar na aglomeração do Porto Litoral

Ao longo dos últimos anos, o número de estações da rede de monitorização de qualidade do ar tem vindo a crescer. As primeiras medições em contínuo dos níveis de partículas na atmosfera na aglomeração do Porto Litoral remontam a 1999, ano em que foram instaladas estações de monitorização em Custóias, Ermesinde e Vila Nova da Telha. Em

2000, três novas estações entraram em funcionamento com equipamento de medição de PM_{10} , Antas, Espinho e Leça do Balio.

Actualmente a rede de monitorização da qualidade do ar da Aglomeração do Porto Litoral inclui 15 estações fixas de medição, distribuídas espacialmente segundo a Figura 5.16. A Tabela 5.7 apresenta as características de cada uma delas.

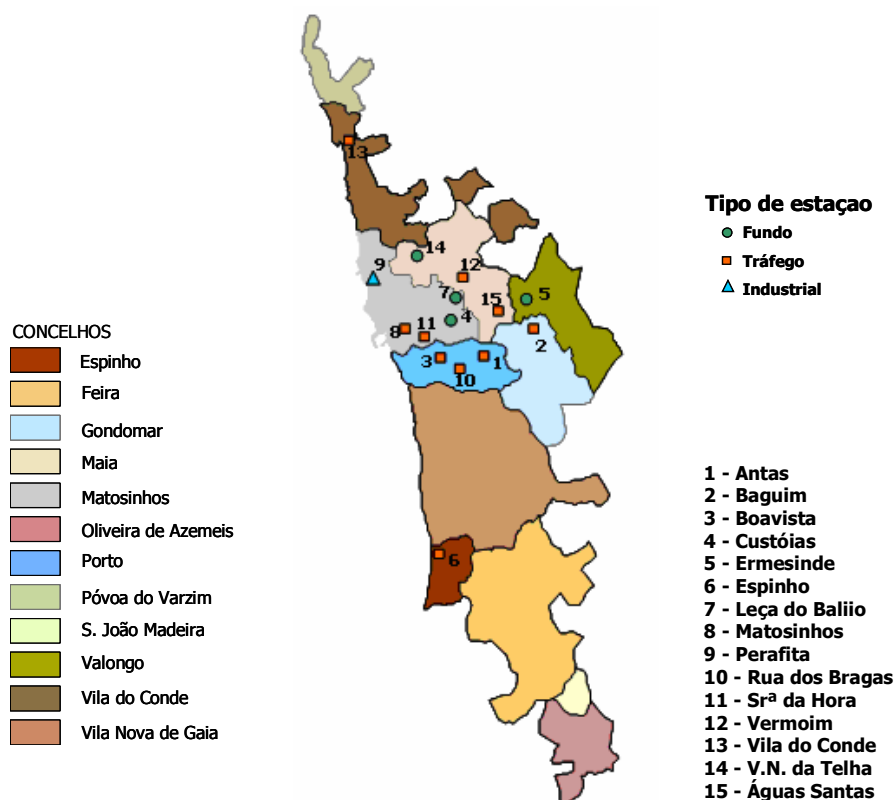


Figura 5.16 - Localização espacial das estações de monitorização de qualidade do ar na aglomeração do Porto Litoral e identificação dos concelhos e freguesias que compõem a aglomeração [Borrego *et al.*, 2006c].

Das 15 estações de monitorização da qualidade do ar existentes na aglomeração do Porto Litoral, 10 são de tráfego e 5 de fundo. Todas as estações medem óxidos de azoto (NO , NO_2 e NO_x), 14 medem monóxido de carbono (CO), dióxido de enxofre (SO_2) e ozono (O_3), 12 medem PM_{10} e apenas Vermoim mede $PM_{2.5}$ e Custóias benzeno (C_6H_6).

Na aglomeração do Porto Litoral foi efectuada uma avaliação da qualidade do ar para os anos de 2001, 2002 [Borrego *et al.*, 2005b], 2003 e 2004 [Borrego *et al.*, 2006c], tendo-se verificado incumprimento da legislação em vigor para o ozono e as partículas em suspensão PM_{10} . Dado que o novo Decreto-Lei relativo ao ozono data de 2003 (DL 320/2003), Portugal só teve que reportar à Comissão Europeia a monitorização relativa a este poluente e as medidas com vista à redução dos seus níveis a partir de 2005, dois anos depois da entrada em vigor do Decreto-Lei. Assim, a análise a seguir apresentada incidirá no poluente PM_{10} .

Tabela 5.7 – Estações de qualidade do ar da aglomeração do Porto Litoral, respectivas características e poluentes monitorizados [Borrego *et al.*, 2005c].

Estação	Concelho	Tipo	Início funcionamento	Poluentes medidos
Rua dos Bragas	Porto	Tráfego	Fev 1992	CO, SO ₂ , NO _x , O ₃
Antas		Tráfego	Out 2000	CO, SO ₂ , NO _x , PM ₁₀ , O ₃
Boavista		Tráfego	Set 2001	CO, SO ₂ , NO _x , PM ₁₀ , O ₃
Baguim do Monte	Gondomar	Tráfego	Jan 1999	CO, NO _x , O ₃
Custoias	Matosinhos	Fundo/Industrial	Jan 1999	CO, SO ₂ , NO _x , PM ₁₀ , O ₃ , C ₆ H ₆
Leça do Balio		Fundo	Jan 2000	CO, SO ₂ , NO _x , PM ₁₀ , O ₃
Senhora da Hora		Tráfego	Set 2001	CO, SO ₂ , NO _x , PM ₁₀
Matosinhos		Tráfego	Jun 2002	CO, SO ₂ , NO _x , PM ₁₀ , O ₃
Perafita		Fundo	Ago 2002	CO, SO ₂ , NO _x , PM ₁₀ , O ₃
Ermesinde	Valongo	Fundo	Jan 1999	SO ₂ , NO _x , PM ₁₀ , O ₃
Vila Nova da Telha	Maia	Fundo	Jan 1999	CO, SO ₂ , NO _x , PM ₁₀ , O ₃
Águas Santas		Tráfego	Fev 2005	CO, SO ₂ , NO _x , O ₃
Vermoim		Tráfego	Nov 1999	CO, SO ₂ , NO _x , PM ₁₀ , PM _{2.5} , O ₃
Espinho	Espinho	Tráfego	Ago 2000	CO, SO ₂ , NO _x , PM ₁₀ , O ₃
Vila do Conde	Vila do Conde	Tráfego	Jun 2002	CO, SO ₂ , NO _x , PM ₁₀ , O ₃

Segundo a legislação, o valor limite de base diária para PM₁₀ (50 µg.m⁻³) acrescido da margem de tolerância (MT; variável conforme o ano - Tabela 5.8) não deve ser excedido mais do que 35 vezes em cada ano civil. Da mesma forma, o VL anual para protecção da saúde humana, de 40 µg.m⁻³, acrescido da respectiva MT para cada ano (Tabela 5.8) também não deve ser ultrapassado para cumprimento da legislação. Este é, actualmente, o poluente que apresenta maiores problemas de incumprimento dos valores limite, dado que deixou de existir uma margem de tolerância em 1 de Janeiro de 2005, data de cumprimento dos valores limite.

Tabela 5.8 – Valores limite para PM₁₀ para protecção da saúde humana e respectivas margens de tolerância, de acordo com o DL nº 111/2002.

	VL (µg.m ⁻³)	Margem de tolerância (µg.m ⁻³)				
		2001	2002	2003	2004	2005
Valor limite anual para protecção da saúde humana	40	6,4	4,8	3,3	1,7	0
Valor limite diário para protecção da saúde humana (35 ultrapassagens permitidas)	50	20	15	10	5	0

Foi analisada a evolução temporal das médias diárias de PM_{10} registadas nas estações da aglomeração do Porto Litoral para os anos de 2001 a 2004. Na Figura 5.17 apresenta-se essa análise para o ano 2004, nas estações de tráfego e de fundo. No Anexo III (pág.A-7) encontram-se os gráficos para os restantes anos estudados. Em 2001, é evidente um aumento dos níveis diários em todas as estações nos meses de Inverno. Nos outros anos essa variação sazonal não é tão perceptível. É de salientar que de um modo geral se observaram concentrações de PM_{10} bastante elevadas em todas as estações ao longo dos anos.

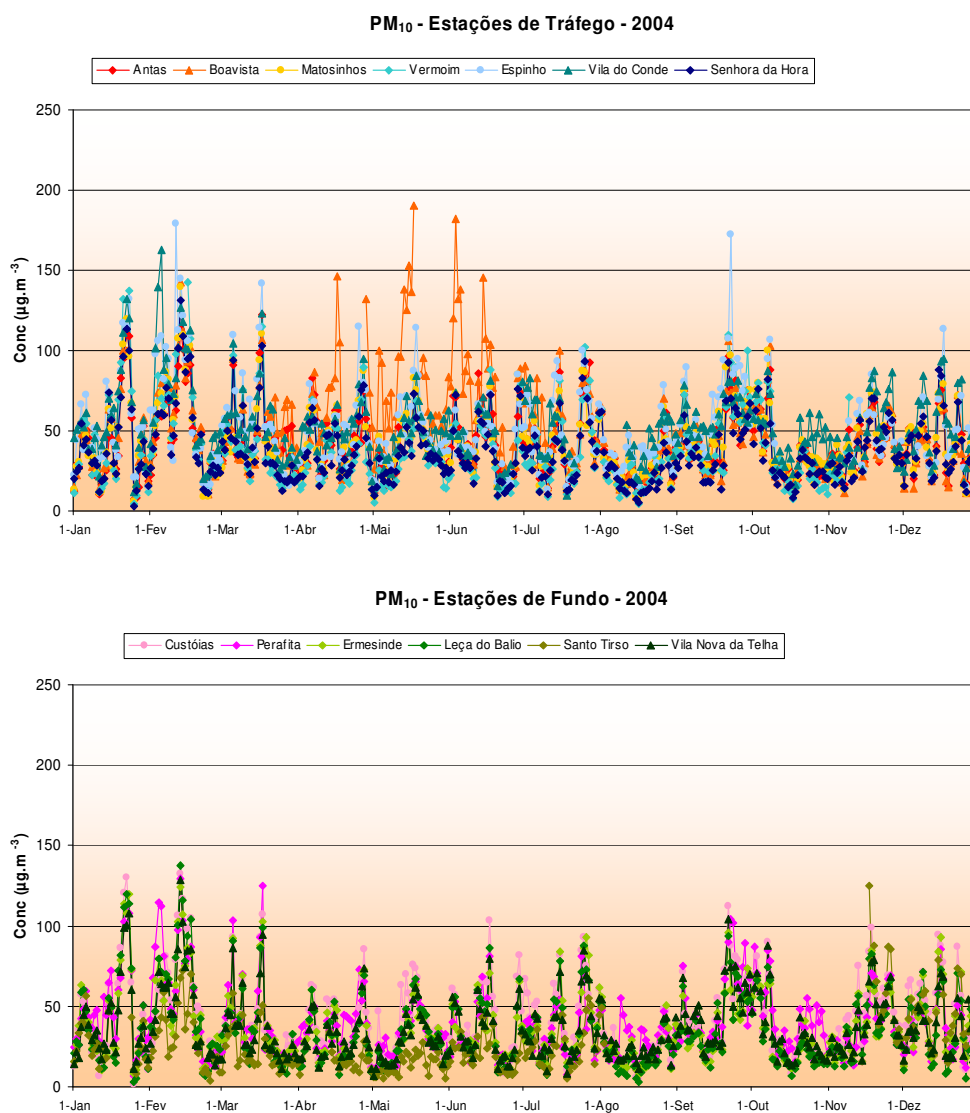


Figura 5.17 – Evolução temporal das médias diárias das concentrações de PM_{10} para o ano 2004, nas estações de tráfego e de fundo da aglomeração do Porto Litoral.

Foi efectuada uma análise estatística aos valores de concentrações diárias de PM_{10} . Através dos gráficos da Figura 5.18 que apresentam os valores mínimos, máximos, percentil 25, percentil 75 e mediana pode-se verificar que no ano de 2001 se registaram as concentrações mais elevadas de PM_{10} , no entanto não se pode concluir que haja uma diminuição gradual dos níveis de PM_{10} ao longo dos anos. Somente nas estações de Antas, Vermoim, Senhora da Hora e Leça do Balio se denota uma tendência global de decréscimo das médias diárias de PM_{10} ao longo do período analisado.

Em termos de máximos registados (Figura 5.18), embora sejam mais elevados nas estações de tráfego, são, pelo menos, duas vezes superiores ao valor limite diário de $50 \mu g.m^{-3}$ em todas as estações de tráfego e de fundo. Em todas as estações de fundo, a mediana encontra-se abaixo do valor limite diário.

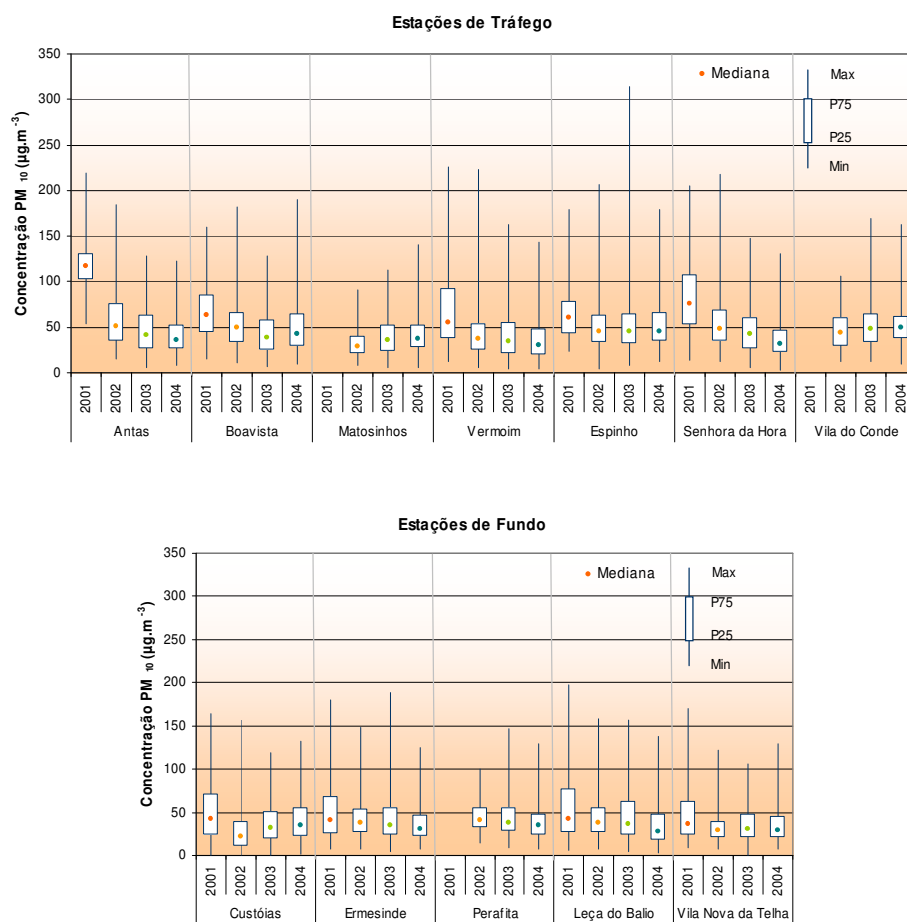


Figura 5.18 – Valor mínimo, percentil 25 e 75, valor máximo e mediana das concentrações de PM_{10} nas estações de tráfego e de fundo do Porto Litoral para os anos de 2001 a 2004.

Com o intuito de verificar o cumprimento da legislação, e enquadrado num protocolo celebrado entre a Universidade de Aveiro e a Comissão de Coordenação e Desenvolvimento da Região Norte (CCDR-Norte), analisou-se também o número de ultrapassagens ao valor limite diário de PM_{10} para cada estação de monitorização da aglomeração do Porto Litoral com eficiência superior a 85%, e para cada ano, tendo-se concluído que durante o período analisado não é cumprida a legislação em vigor na maioria das estações (Figura 5.19).

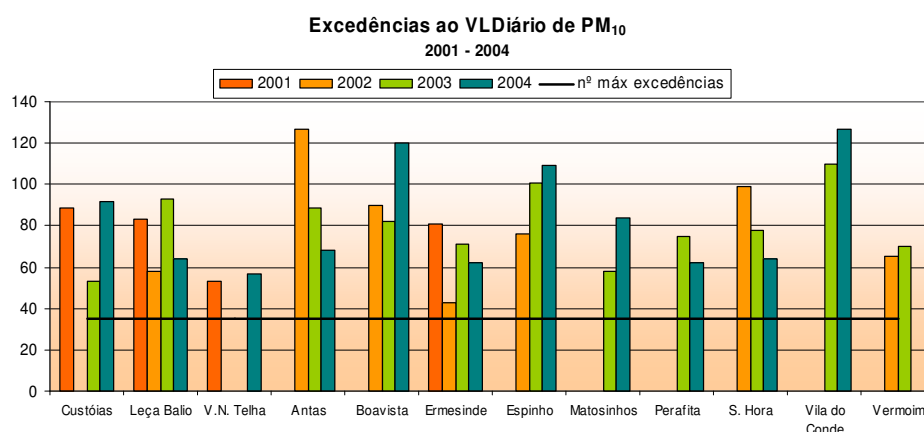


Figura 5.19 – Número de ultrapassagens ao valor limite diário para PM_{10} nas estações da aglomeração do Porto Litoral para os anos de 2001 a 2004.

A Figura 5.20 pretende mostrar a evolução da situação relativa a PM_{10} entre 2001 e 2004, no que respeita ao VL diário e ao VL anual. No que respeita à média diária (Figura 5.20a) pode observar-se que todas as estações se encontram em situação de incumprimento do VL + MT em 2004, situação que, de um modo geral, se manteve ao longo dos quatro anos analisados. Na Figura 5.20b pode observar-se que algumas estações (Vila Nova da Telha, Custóias, Ermesinde, Boavista e Vermoim) apresentaram uma evolução positiva da média anual no período analisado.

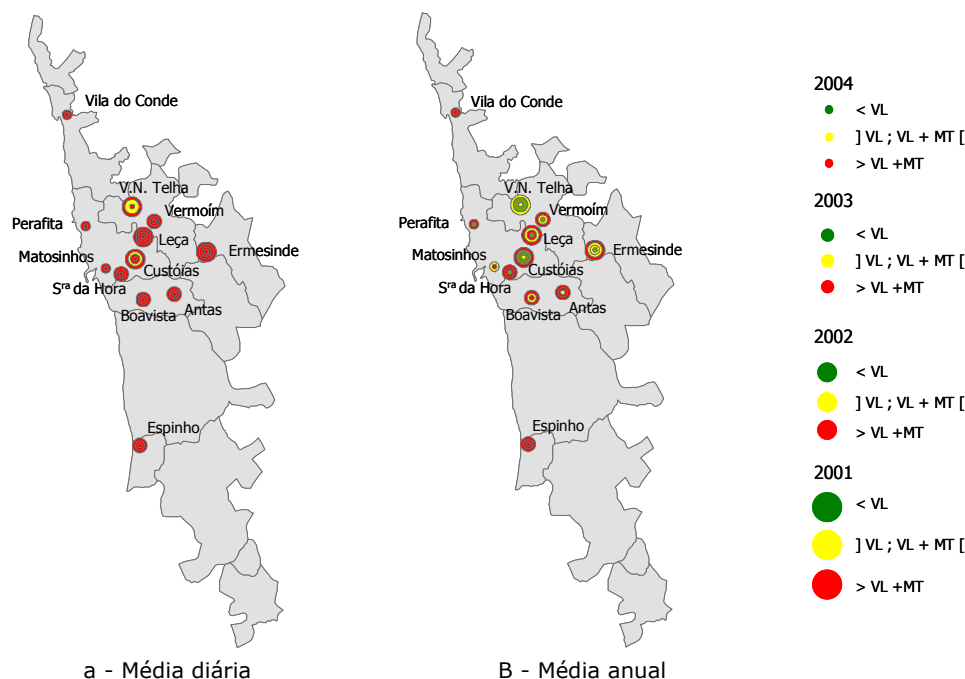


Figura 5.20 – Representação esquemática da média diária (a) e média anual (b) das concentrações de PM_{10} nas estações da aglomeração do Porto Litoral para os anos de 2001 a 2004.

5.3.2. Avaliação fenomenológica dos episódios de partículas na atmosfera

A análise conjunta dos dias em que se verificaram ultrapassagens ao valor limite diário para PM_{10} em várias estações permitiu identificar, para os anos de 2001, 2002, 2003 e 2004, períodos em que houve excedências simultaneamente em várias estações.

De forma a caracterizar cada um destes episódios em termos das possíveis causas dos níveis elevados de PM_{10} registados, e dado que as emissões naturais poderão constituir um forte contributo para a ocorrência de tais níveis, foram analisados dois tipos de eventos naturais: o transporte de poeiras provenientes dos desertos Africanos e a emissão de matéria particulada com origem nos grandes incêndios florestais (área ardida superior a 100 ha) [Martins *et al.*, 2007]. Para identificar a contribuição deste tipo de eventos na ocorrência de ultrapassagens aos VL, foi recolhida informação relativa à ocorrência de incêndios florestais de grandes dimensões (superiores a 100 ha) em Portugal Continental nos anos de 2001 a 2004 [DGF, 2002a; 2002b; 2003; 2004] e foram aplicadas diferentes ferramentas.

O modelo DREAM (*Dust REgional Atmospheric Model*) foi desenvolvido pelo Euro-Mediterranean Centre on Insular Coastal Dynamics da Universidade de Malta com o objectivo de descrever o ciclo de vida atmosférico das partículas resultantes da acção erosiva dos ventos sobre os desertos Africanos. O desempenho do sistema tem sido testado para vários episódios de tempestades de poeiras, em vários locais e com diferentes resoluções espaciais. O sistema funciona operacionalmente, fornecendo o valor do índice de aerossóis ($g.m^{-2}$) para a região do Mediterrâneo; os resultados estão

disponíveis na Internet [URL 22]. A utilização deste modelo permite analisar qual a distribuição do índice de aerossóis sobre o território nacional e identificar a contribuição das tempestades de poeiras com origem nos desertos africanos, nos dias em que se tenham verificado ultrapassagens ao VL de PM_{10} .

Como complemento à informação dada pelo modelo DREAM, foi também analisado o índice de aerossóis fornecido pela NASA-TOMS (*Total Ozone Mapping Spectrometer*) [URL 23]. Os dados dos registos do TOMS têm contribuído para o conhecimento do comportamento dos aerossóis na atmosfera, permitindo observar uma vasta gama de fenómenos tais como tempestades de poeiras dos desertos e incêndios florestais.

O modelo HYSPLIT (*HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory model*), desenvolvido pela *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) dos Estados Unidos, é um sistema que calcula trajectórias e campos de dispersão e deposição de partículas e gases. O modelo usa dados meteorológicos em grelha, resultantes de análise ou de modelos meteorológicos de previsão e encontra-se disponível online, sendo de aplicação simples [URL 6]. O HYSPLIT foi utilizado para calcular as retro-trajectórias de partículas de ar, de modo a determinar a sua origem. Consideraram-se 3 altitudes no ponto de origem da retro-trajectória, que equivale ao destino das massas de ar, (750, 1500 e 2500 metros) e um período de 5 a 10 dias, no caso de suspeita de transporte a partir dos desertos Africanos, de acordo com a literatura [González, 2002], e as altitudes de chegada das massas de ar de 250, 500 e 750 metros para um período de 1 a 2 dias, no caso de ocorrência de incêndios florestais.

Utilizando estas ferramentas os episódios foram classificados em três tipos:

- Origem natural – desertos: episódios com contribuição do transporte de poeiras com origem nos desertos africanos;
- Origem natural – incêndios: episódios com contribuição do transporte de partículas provenientes de incêndios florestais;
- Antropogénico: episódios sem contribuição significativa de fenómenos naturais, atribuídos por isso a factores antropogénicos.

A título de exemplo, apresenta-se a seguir a análise do episódio que teve lugar entre 31 de Julho e 12 de Agosto de 2003, com dias de ultrapassagem ao VL de cada tipo identificado: origem natural – desertos; origem natural – incêndios; antropogénico. A análise dos restantes episódios poderá ser consultada na Tabela A.1 (Anexo IV - pág.A-11), que lista os períodos, estações em que o VL foi ultrapassado e origens identificadas.

31 de Julho – Antropogénico: A análise do índice de aerossóis obtido através do modelo DREAM (Figura 5.21a) e também os dados da NASA-TOMS (Figura 5.21b), para o dia 31 de Julho revela que, apesar da existência de transporte de poeiras com origem nos desertos africanos, a nuvem de aerossóis não atinge o Norte do País. Esta informação é

confirmada pelas retro-trajectórias respeitantes a este dia (Figura 5.21c), as quais mostram que as massas de ar às altitudes de 750, 1500 e 2500 metros, que atingem o Porto no dia 31 de Julho, são provenientes do Oceano Atlântico.

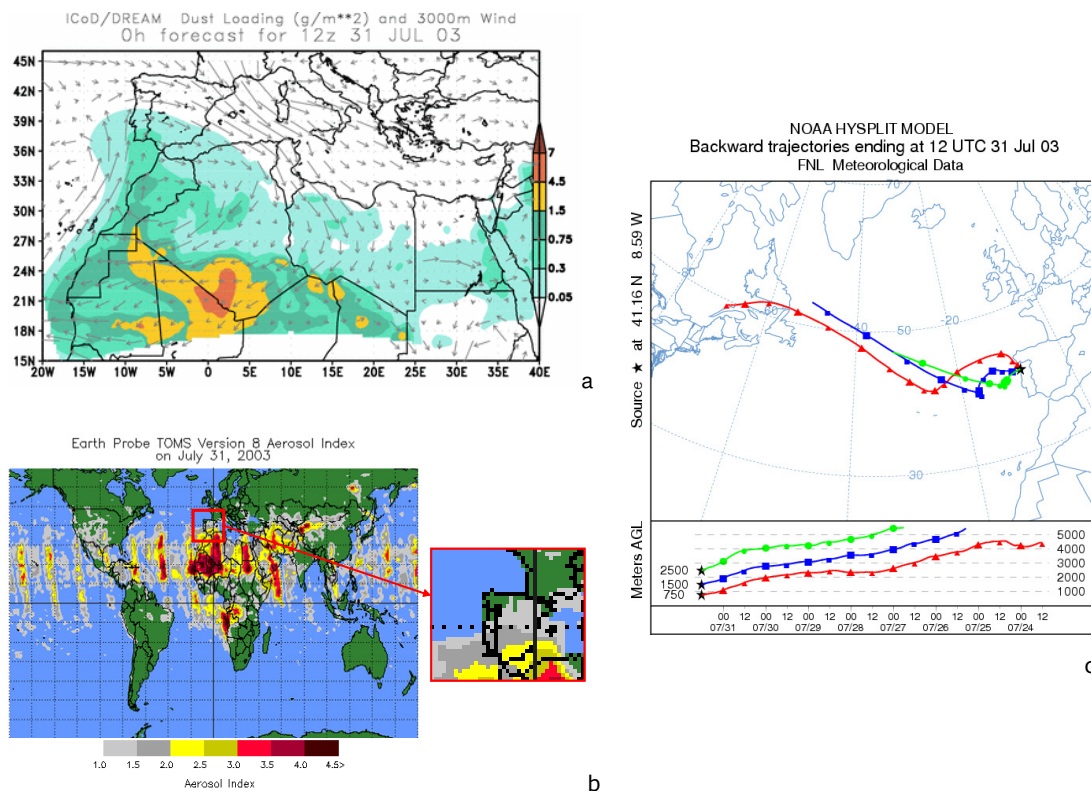


Figura 5.21 – Índice de aerossóis fornecido pelo modelo DREAM (a), índice de aerossóis NASA-TOMS (b) e retro-trajectórias (c) obtidas para altitudes de 750, 1500 e 2500 m para o dia 31 de Julho 2003.

Nos dias 30 e 31 de Julho ocorreram incêndios florestais em vários concelhos do país: Sertão, Torres Novas, Santarém, Gouveia, Figueira de Castelo Rodrigo, Castelo de Vide, Nisa e Ourique. De modo a averiguar a possível contribuição do material particulado libertado nestes incêndios para os níveis de PM_{10} registados nas estações do Porto, o modelo HYSPLIT foi aplicado para altitudes de massas de ar de 250, 500 e 750 metros. Os resultados indicam que as massas de ar, que atingem o Porto no dia 31 de Julho a estas altitudes, são provenientes do norte do território nacional e da Galiza, pelo que as partículas libertadas nos incêndios ocorridos nestes dias não terão afectado os níveis medidos na rede de monitorização da região Norte.

Assim, pode-se concluir que a ultrapassagem do VL diário nas estações do Porto Litoral nestes dias não é justificada por eventos naturais, sendo por isso a sua origem atribuída a factores antropogénicos.

1 a 12 de Agosto: Origem natural – desertos e incêndios: Foi analisado o índice de aerossóis obtido através do modelo DREAM e/ou através da NASA-TOMS para o período

de 1 a 12 de Agosto. A título de exemplo, a Figura 5.22 apresenta as imagens relativas aos dias 3, 5 e 12 de Agosto, assim como as retro-trajectórias respeitantes a estes dias, verificando-se que as massas de ar às altitudes de 750, 1500 e/ou 2500 metros que atingem o Porto são provenientes do Norte de África.

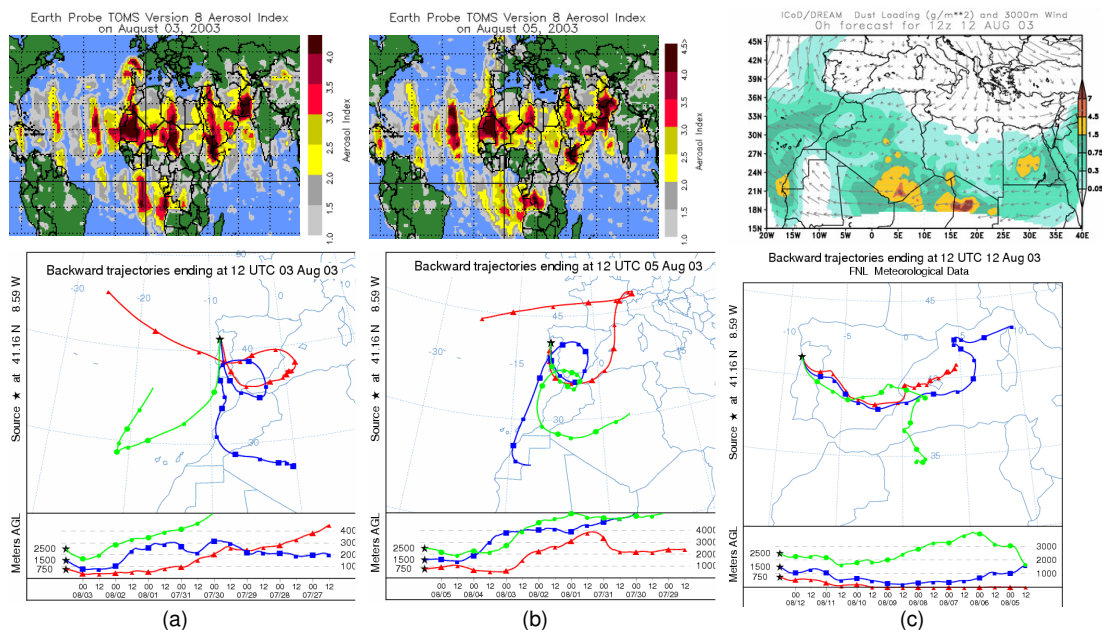


Figura 5.22 – Índice de aerossóis fornecidos pela NASA-TOMS/ modelo DREAM e retro-trajectórias obtidas para altitudes de 750, 1500 e 2500 m para os dias 3 (a), 5 (b) e 12 (c) de Agosto de 2003.

Durante o período de 1 a 12 de Agosto tiveram lugar incêndios em vários concelhos do país. A aplicação do modelo HYSPLIT permitiu analisar a possível contribuição do material particulado libertado nestes incêndios para os níveis de PM_{10} registados nas estações do Porto Litoral. A Figura 5.23 apresenta as retro-trajectórias obtidas para os dias 3, 5 e 12 de Agosto, assim como os concelhos em que ocorreram incêndios no mesmo período. É possível observar que as massas de ar que atingem o Porto nos dias 3 e 12, a estas altitudes, passam sobre os concelhos onde foram registados incêndios de grandes dimensões, pelo que as partículas aí libertadas terão atingido o Porto e contribuído para as elevadas concentrações registadas na rede de monitorização de qualidade do ar. Porém, no dia 5 a análise das retro-trajectórias indica que as massas de ar que atingem o Porto não são provenientes dos diversos concelhos em que ocorreram incêndios florestais neste período, pelo que os elevados níveis de PM_{10} registados neste dia não podem ser atribuídos aos incêndios florestais.

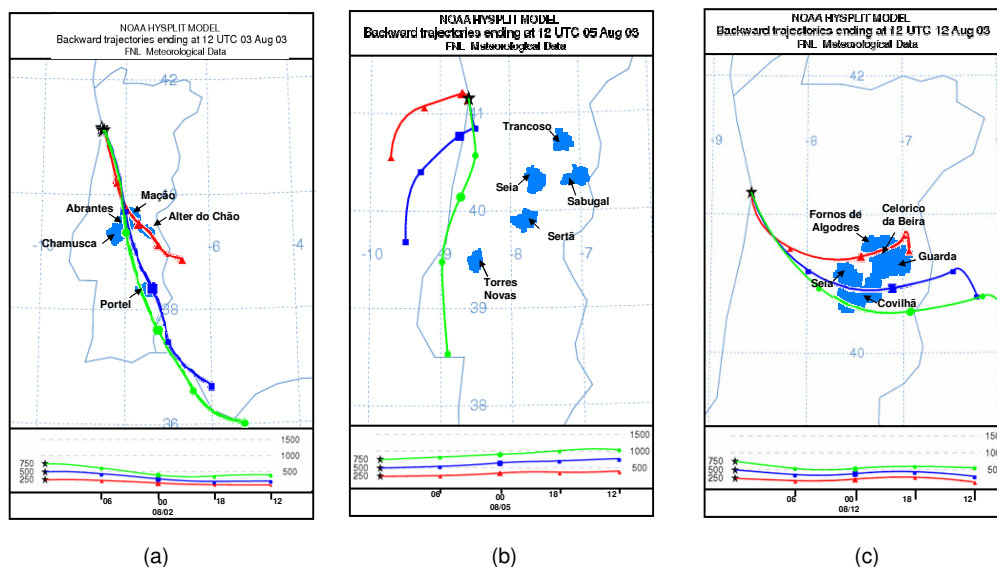


Figura 5.23 – Retro-trajectórias obtidas para altitudes de 250, 500 e 750 m para os dias 3 (a), 5 (b) e 12 (c) de Agosto de 2003.

A análise de todos os episódios permitiu concluir que o VL diário para as PM_{10} foi ultrapassado, simultaneamente, em três ou mais estações, 73, 47, 109 e 136 vezes nos anos de 2001, 2002, 2003 e 2004, respectivamente (Figura 5.24). A Figura 5.24 mostra também que, neste período, os eventos naturais foram identificados como sendo responsáveis por um número significativo destas ultrapassagens: 35 dias em que ocorreram ultrapassagens ao VL diário de PM_{10} em 2001, 5 dias em 2002, 37 dias em 2003 e 15 dias em 2004.

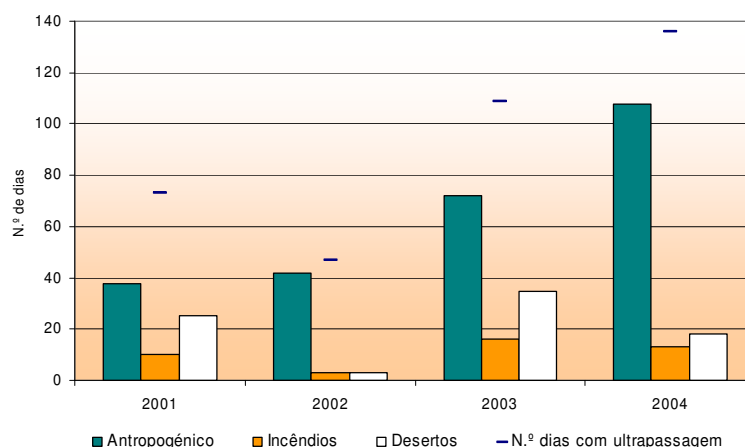


Figura 5.24 – Número total de ultrapassagens ao VL diário de PM_{10} e suas causas, nos anos de 2001-2004.

Dos dois tipos de eventos naturais estudados, o transporte de poeiras com origem nos desertos africanos registou um maior número de ocorrências – 25 (2001), 3 (2002), 35

(2003) e 18 (2004) – em relação ao transporte de matéria particulada com origem nos grandes incêndios florestais – 10 (2001), 3 (2002), 16 (2003) e 13 (2004). Não obstante estes números, verifica-se que, depois de descontados os eventos naturais, se mantém o incumprimento dos valores legislados [Martins *et al.*, 2007].

Dado que as condições meteorológicas sinópticas são fundamentais para o estado da qualidade do ar e formação de episódios de poluição particulada, foram ainda identificadas as situações meteorológicas sinópticas associadas aos vários dias de episódios, e que se resumem a duas condições [Salmim, 2005]: i) anticiclone associado a um centro de altas pressões sobre a Península Ibérica; e ii) presença de uma depressão centrada no Sudoeste da Península Ibérica e por uma crista anticiclónica a 500 hPa que se estende sobre o Norte de Espanha e França. Estas situações sinópticas de depressão não frontal, pouco profunda e quente, que se formam sobre regiões continentais definem-se por baixas térmicas [Barry e Choley, 1998; Hoinka e Castro, 2003]. Ocorrem sobretudo no Verão, em algumas regiões do planeta, sendo bastante vulgares sobre a Península Ibérica. Apesar da sua frequência ser elevada em Julho e Agosto, também é usual ocorrerem com frequências superiores a 10% no mês de Maio [Hoinka e Castro, 2003].

Concluindo, a análise dos dados de monitorização, relativos a PM_{10} , medidos na rede de qualidade do ar da aglomeração do Porto Litoral permitiu constatar que efectivamente este é um poluente crítico em termos de qualidade do ar e saúde humana dados os níveis elevados registados em todas as estações da rede.

5.3.3. Aplicação do sistema de modelos MM5-CAMx e módulo de exposição

A análise fenomenológica dos episódios de PM_{10} observados nos anos de 2001 a 2004 demonstra que o ano de 2004 se caracteriza pela ocorrência de um grande número de episódios e com uma elevada percentagem de origem antropogénica.

Esta situação sugere que em regiões não abrangidas pela rede de monitorização tais níveis elevados também se verifiquem, pondo em causa a saúde das populações dessas áreas. Assim, o recurso à modelação facultará a estimativa das concentrações de PM_{10} no ar ambiente e da exposição humana da população.

5.3.3.1. Simulação de Qualidade do Ar

A simulação anual de qualidade do ar apresentada no caso de estudo anterior, tal como foi referido, contemplou dois domínios de simulação (Figura 5.25). O domínio-mãe, com $432 \times 720 \text{ km}^2$, abrangia todo o território de Portugal Continental e o domínio mais pequeno engloba a região do Porto, com $114 \times 96 \text{ km}^2$ e 3 km de resolução horizontal (38×32 células). Seguindo a mesma metodologia apresentada para o domínio maior (descrita em §5.2.2), obtiveram-se os campos de concentração de PM_{10} para este domínio.

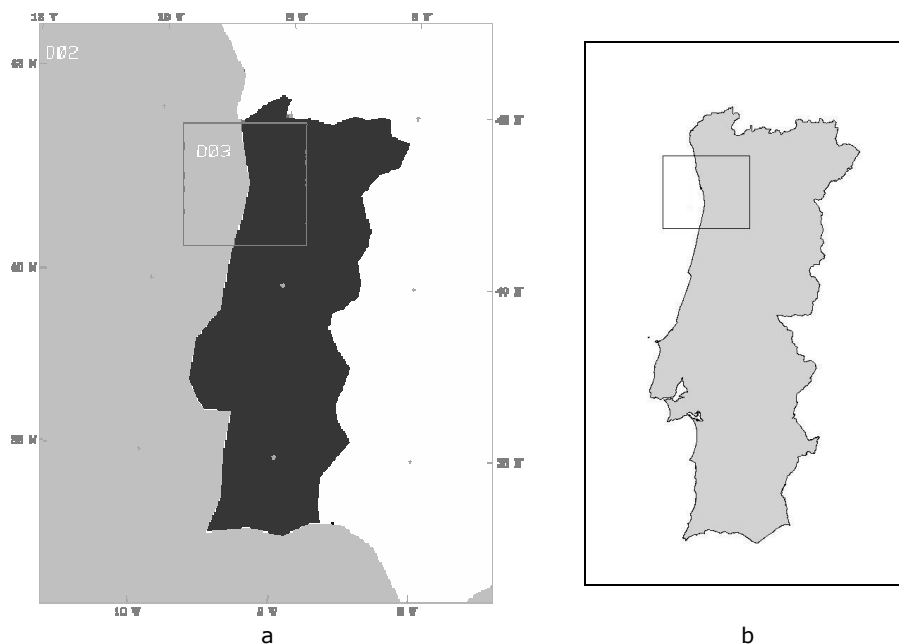


Figura 5.25 – (a) Domínios D2 e D3 da aplicação do modelo MM5 e (b) Domínios D1 e D2 da aplicação do modelo CAMx.

5.3.3.2. Informação populacional – número de habitantes e deslocações

Para a estimativa da exposição para a região do Porto foi necessário reunir informação relativa à população similarmente ao que se considerou para Portugal, embora com mais detalhe, dado que a resolução espacial de 3 km dos campos de concentrações de poluentes é superior à considerada no domínio de Portugal (células de $9 \times 9 \text{ km}^2$).

Nas Áreas Metropolitanas a necessidade de deslocação é uma realidade resultante do progressivo afastamento entre os locais de residência e os locais de trabalho ou estudo da sua população residente. Assim, atendendo à dimensão da área de estudo, ao seu carácter urbano (abrangendo a Área Metropolitana do Porto) e à resolução espacial definida, torna-se imprescindível ter em linha de conta não só o número de habitantes por concelho, mas também as suas deslocações ao longo do dia por motivo de trabalho ou estudo, que implica a consideração de uma variação do número de pessoas num dado local ao longo do dia.

Foram consultados alguns relatórios do INE que resultaram do tratamento de dados obtidos nos Censos 2001 e de inquéritos à população da Área Metropolitana do Porto (AMP). Uma vez que apenas foi encontrada informação detalhada para a AMP, e dado que o domínio de simulação de qualidade do ar abrange uma região que ultrapassa largamente as suas fronteiras, considerou-se para o cálculo da exposição um sub-domínio com a mesma resolução espacial do domínio de qualidade do ar ($3 \times 3 \text{ km}$) com dimensão suficiente para abranger toda a AMP, como se mostra na Figura 5.26.

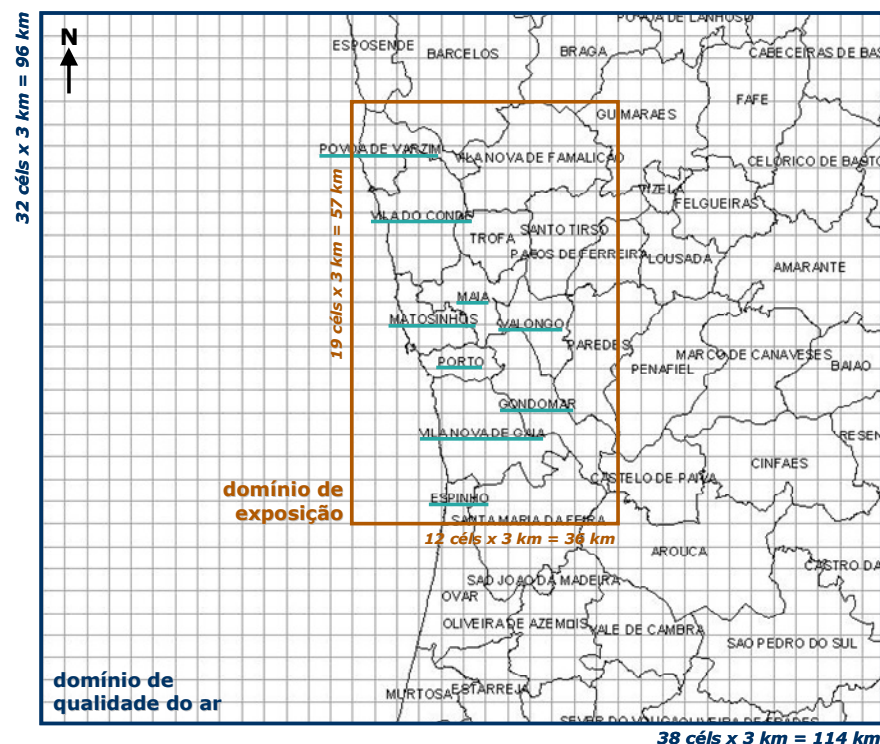


Figura 5.26 – Domínio qualidade do ar com a representação do sub-domínio considerado para a estimativa de exposição da população.

No estudo dos Movimentos Pendulares e Organização do Território Metropolitano para as Áreas Metropolitanas de Lisboa e Porto [INE, 2003] refere-se que, em 2001, cerca de 690 mil activos empregados e estudantes (com 15 ou mais anos) faziam da AMP o palco das suas deslocações entre o local de residência e o local de trabalho ou de estudo. Deste total, 86% residia e exercia actividade ou estudava no interior da AMP. Dos restantes 14%, o número de activos empregados e estudantes que residia fora da AMP mas que nela exercia actividade ou estudava (cerca de 62 mil) superava o dos que, nela residindo, trabalhavam ou estudavam no seu exterior (cerca 37 mil), apresentando, assim, a AMP um balanço positivo de movimentos pendulares relativamente ao restante território nacional.

Sobressai, ainda, a existência de importantes movimentos pendulares entre os concelhos da primeira coroa periférica e o facto dos residentes nos concelhos mais periféricos de Espinho, Póvoa de Varzim e Vila do Conde não terem o Porto como principal destino. Os concelhos de Póvoa de Varzim e Vila do Conde relacionam-se de forma simétrica, sendo cada um destes concelhos a principal origem e destino dos trabalhadores e estudantes do outro concelho. Quanto aos residentes em Espinho, que exercem actividade ou estudam fora dos limites do concelho, mas no interior da AMP, dirigem-se, principalmente, para Vila Nova de Gaia.

Em 2001, a área de influência da AMP ultrapassava as “fronteiras” institucionais estendendo-se, sobretudo, a concelhos localizados a Leste. Uma elevada percentagem de

população empregada ou estudante residente nos concelhos da Trofa, de Paredes e de Penafiel dirigia-se diariamente à AMP para aí trabalhar ou estudar. Estes três concelhos evidenciavam-se, entre os exteriores à AMP, como os mais polarizados pela AMP.

A mobilidade quotidiana dos trabalhadores e dos estudantes dos locais de residência para os locais de trabalho ou estudo, na forma de fluxos diários, fomenta as relações entre os espaços representativos de diferentes funções, nomeadamente a diferente ocupação do espaço da AMP nos diversos momentos do dia. De facto, a georreferenciação de empregados e estudantes segundo o critério de residência remete para um padrão de ocupação nocturna do território, enquanto a utilização do critério do local de exercício da actividade releva a ocupação diurna do mesmo território. Assim, nos espaços mais atractivos em termos de emprego ou estudo verifica-se uma grande concentração durante o dia em oposição à maior ou menor “desertificação” nocturna; pelo contrário, nos espaços repulsivos o binómio tende a ser de despovoamento diurno versus concentração nocturna.

Analizando os principais eixos de interacção e contabilizando os movimentos de trabalhadores entre pares de concelhos nos dois sentidos, sobressaem eixos funcionais de mobilidade, reflexo de dinâmicas interactivas. Salientam-se, pela maior dimensão, as interacções entre o Porto, e os concelhos da primeira coroa periférica, nomeadamente Vila Nova de Gaia, Matosinhos, Gondomar, Maia e Valongo, interacções fortemente desequilibradas em favor do concelho do Porto [INE, 2003].

Relativamente a estudantes, fortes interacções ocorrem entre o Porto, concelho central da AMP, e os concelhos da primeira coroa periférica, nomeadamente Vila Nova de Gaia, Matosinhos, Gondomar, Maia e Valongo. O número de saídas do concelho do Porto é substancialmente inferior ao de entradas, situação compatível com o facto de ser o concelho da AMP onde existe maior concentração de estabelecimentos de ensino.

O referido relatório traduz todas estas relações em matrizes origem-destino em termos de número de pessoas (estudantes e empregados) e de duração do percurso, considerando os movimentos casa-trabalho ou casa-escola para todos os concelhos da AMP, para a população empregada e para a população estudantil com mais de 15 anos, por meio de transporte utilizado.

Com base nestas matrizes foi possível calcular o número de pessoas (empregados+estudantes maiores de 15 anos) que entra e sai de cada um dos concelhos da AMP. Assim, durante o dia, estão presentes em cada concelho os indivíduos que têm esse concelho como destino. À noite, somam-se aos residentes os que saem (porque voltam ao final do dia) e subtraem-se os que entram, porque regressam aos seus concelhos de origem. Para além dos concelhos da AMP consideraram-se as entradas e saídas dos outros concelhos abrangidos pelo domínio de exposição (ver Figura 5.26).

A título de exemplo, e para melhor compreender a metodologia de cálculo explanada, apresentam-se na Figura 5.27 os dados disponíveis para o concelho do Porto usados no cálculo do número de pessoas presentes durante o dia e durante a noite.

AMP

Destino	Porto	subtotal	Total	Quem sai (indo para concelhos da AMP)
Origem									
...									
...									
Porto				96 858	116 125			122 259	
subtotal				207 134					19 267 (=116 125 - 96 858)
...									
...									
...									
Total				242 577					

Quem entra
 (vindo de concelhos da AMP)

110 276
 (=207 134 - 96 858)

	Estudantes	Empregados	Total
População presente (que tem como destino este concelho)	43498	199079	242577
Entradas	19143	91133	110276
Saídas	971	18296	19267
Pop dia ☀	43498	199079	242577
Pop noite 🌙	25326	126242	151568

Figura 5.27 – Esquema da matriz origem-destino com os valores considerados para o cálculo da população presente durante o dia e durante a noite para o concelho do Porto. A tabela apresenta os valores obtidos e considerados neste estudo.

Para estimar a população presente nos concelhos do domínio que não pertencem à AMP, contabilizaram-se os dados da população empregada residente e os movimentos de e para os concelhos da AMP, desprezando as possíveis deslocações para concelhos fora do domínio de estudo. Dada a inexistência de dados, para o cálculo do número de estudantes com mais de 15 anos nos concelhos exteriores à AMP considerou-se a mesma percentagem de estudantes dos concelhos limítrofes, pertencentes à AMP. A Figura 5.28 apresenta o número de estudantes e empregados presentes durante o dia e a noite em cada um dos concelhos abrangidos pelo domínio de estudo, e a Figura 5.29 a sua distribuição espacial.

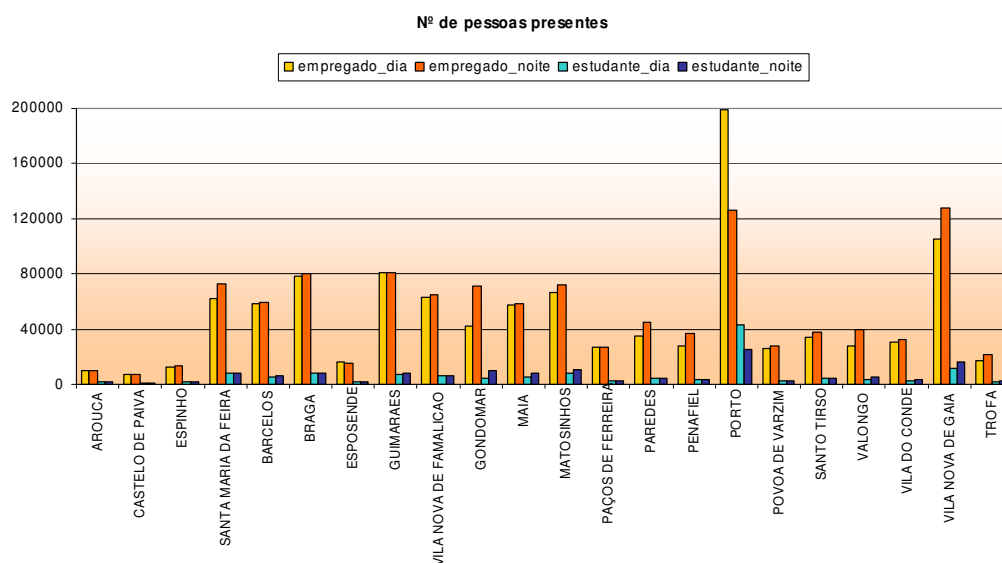


Figura 5.28 – Número de empregados e estudantes presentes durante o dia e a noite em cada um dos concelhos abrangidos pelo domínio de estudo.

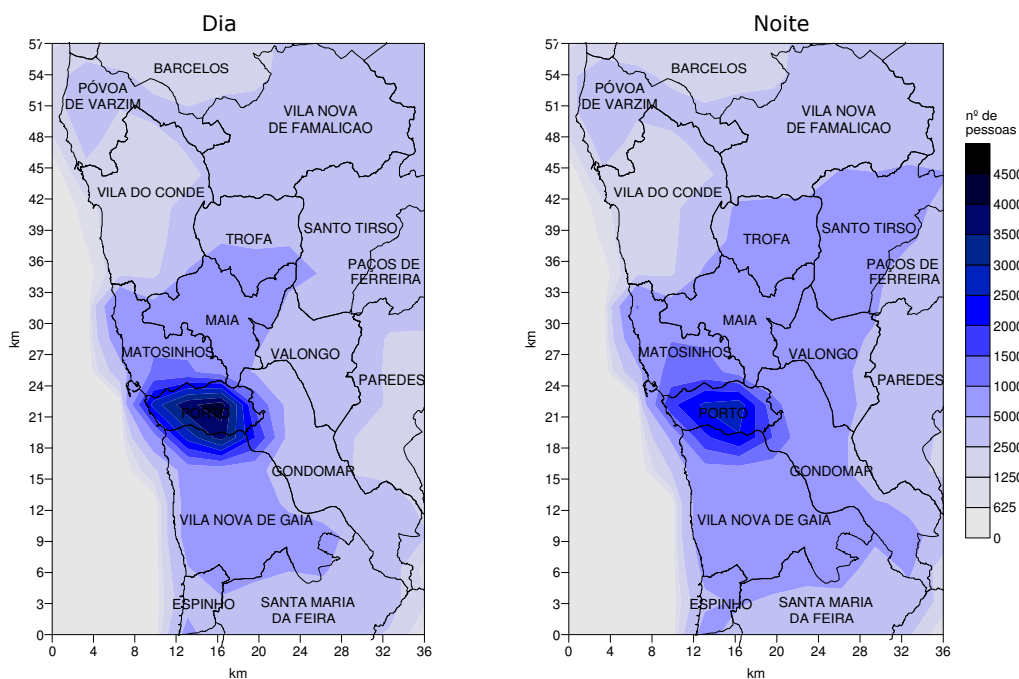


Figura 5.29 – Distribuição espacial da população empregada e estudante maior de 15 anos presente durante o dia e durante a noite para o domínio de exposição.

Quanto ao perfil diário de actividade-tempo da população do Porto Litoral, considerou-se o perfil médio nacional da população empregada utilizado na estimativa da exposição para Portugal (Figura 5.11, pág. 122). No entanto, e dado o maior detalhe desta aplicação, considerou-se mais um microambiente, o interior dos veículos, automóveis e transportes públicos usados nas deslocações, maioritariamente casa-trabalho e casa-escola. Para esta abordagem recorreu-se às matrizes origem-destino anteriormente referidas e à

informação compilada no relatório do Inquérito à Mobilidade da População Residente realizado pelo INE [INE, 2002b].

As matrizes origem-destino foram agrupadas tendo em conta a utilização de transportes que implicam a permanência num espaço confinado, ou seja, um automóvel ou autocarro, ou que colocam o indivíduo em contacto com o ambiente, deslocando-se a pé ou usando a bicicleta ou veículo motorizado. Em termos de exposição, a deslocação em contacto com o ambiente implica a exposição a concentrações do ambiente exterior, enquanto que a deslocação no interior de um veículo requer a consideração de concentrações em ambiente interior, que são obtidas a partir das relações empíricas apresentadas na Tabela 5.2 (pág 107).

Assim, foram criadas duas matrizes de dados, médias horárias, uma com base no número de pessoas que se deslocam a pé ou num transporte ao ar livre, e a segunda baseada no número de indivíduos que se desloca em transporte fechado. Refira-se ainda que este número de indivíduos foi estimado por concelho, considerando como aproximação que tanto os que entram como os que saem de um dado concelho fazem metade do percurso no concelho de origem e outra metade no concelho de destino, uma vez que trabalhando em base horária não é possível referenciar quantitativamente e espacialmente as passagens pelos concelhos intermédios. Atendendo à duração média do percurso por meio de transporte (informação retirada das matrizes origem-destino de duração média do percurso), foi feita uma conversão do número de pessoas por tempo gasto no percurso para uma base horária, ou seja, 60 pessoas num local durante um minuto equivalem a uma pessoa durante uma hora. Mais uma vez, apresenta-se na Tabela 5.9 um exemplo de cálculo do número de pessoas que se deslocam, por meio de transporte, de e para o concelho do Porto.

Tabela 5.9 – Exemplo de cálculo do número de pessoas (empregados + estudantes) em base horária, alocadas aos microambientes de transporte, para o concelho do Porto.

		A pé	Mota+ bicicleta+ outros	Transporte público	Automóvel
a	Entradas (vindos de concelhos da AMP)	27554	2631	83172	93763
b	Entradas (vindos de concelhos fora da AMP)	74	124	8241	8121
c	Saídas (para concelhos da AMP)	26882	1332	38195	49702
d (a+b+c)	Total de movimentos	54510	4087	129608	151586
e	Duração média (min)	12	26	46	37
$\frac{d}{60} * \frac{e}{2}$	Nº pessoas (base horária)	5451	876	49910	46591

Nota: Para o cálculo do número de pessoas em base horária considera-se que o número de pessoas que sai e entra no concelho (d) permanece metade do tempo de duração do seu trajecto (e/2) no concelho de origem/ destino.

A Figura 5.30 reúne os resultados do número de pessoas, em base horária, alocadas aos microambientes de transporte para cada um dos concelhos considerados, calculados, como foi referido, com base no número de empregados e estudantes que se deslocam para o trabalho/escola.

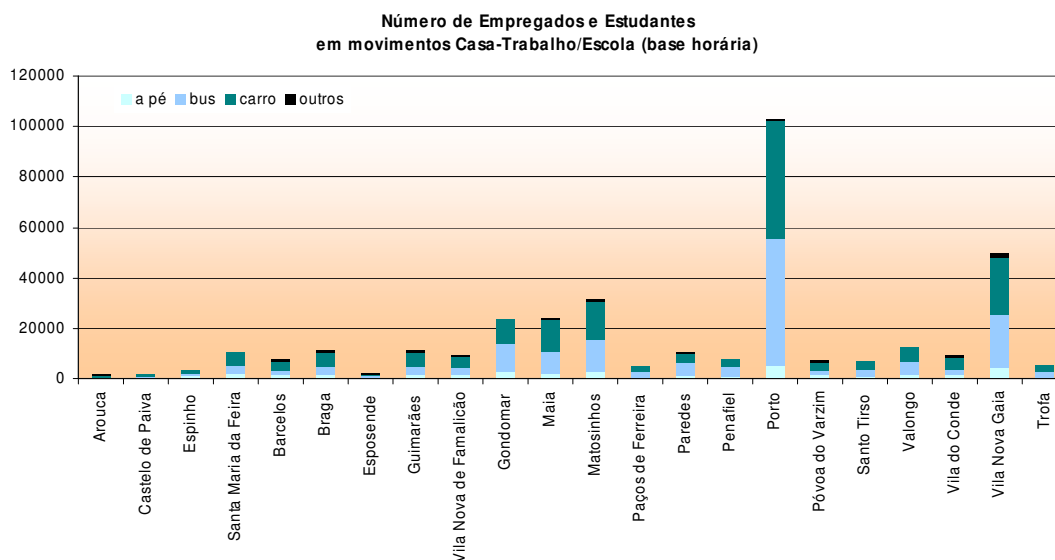


Figura 5.30 – Número de pessoas (empregados + estudantes) em base horária, alocadas aos microambientes de transporte, para cada concelho do domínio de estudo.

O inquérito supracitado apresenta a distribuição das deslocações, em termos percentuais, ao longo do dia, por motivo e por meio de transporte utilizado, definindo deslocação como um movimento entre dois locais distintos associado a um único motivo principal e modo de transporte, i.e, sendo descrita uma nova deslocação sempre que haja uma mudança de modo/meio de transporte ou de motivo principal. A partir da distribuição das deslocações ao longo do dia por motivo de ida para o trabalho/ escola e regresso a casa, e considerando que existe uma relação directa entre o número de deslocações e o número de pessoas que se deslocam, foi possível obter um perfil que traduz a percentagem de empregados e estudantes que se movimenta (casa-trabalho e casa-escola) em cada hora do dia - Figura 5.31.

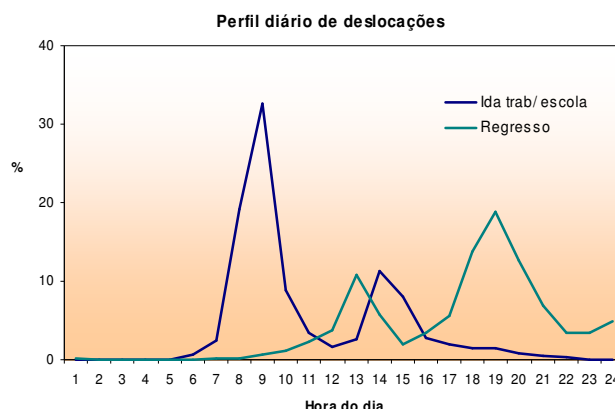


Figura 5.31 – Perfil diário de deslocações por motivo de trabalho/ escola e regresso a casa.

O módulo de exposição desenvolvido e aplicado à estimativa da exposição para Portugal Continental foi utilizado para a estimativa da exposição da população empregada e estudantil da aglomeração do Porto Litoral. É importante salientar que uma vez que toda a informação disponível relativa à mobilidade e ocupação do tempo da população da AMP está associada ao trabalho/ estudo, e dado que não existe o mesmo tipo de informação (nomeadamente matrizes origem-destino) para outras actividades (realizadas especialmente ao fim de semana), consideraram-se apenas os dias úteis (dias de trabalho) na estimativa da exposição. Dos dados de entrada constaram, à semelhança da aplicação para Portugal, os campos de concentrações simulados pelo sistema MM5-CAMx, a distribuição espacial da população durante a noite e durante do dia, o perfil actividade-tempo da população empregada/ estudante (microambientes: casa, outros interiores e exterior), a distribuição espacial da população que se movimenta para o trabalho/ escola por meio de transporte (microambiente: interior de veículo), e a distribuição diária dos movimentos casa-trabalho/escola-casa.

Obteve-se, como resultado da aplicação do módulo de exposição, a distribuição espacial da média anual da exposição humana individual para o subgrupo da população empregada e estudante com mais de 15 anos, e para um dia de semana. A Figura 5.32 apresenta os campos de concentração e de exposição média individual estimados para PM_{10} , NO_2 e O_3 .

Em termos de concentrações, verificam-se níveis elevados de PM_{10} e NO_2 na zona urbana do Porto, diminuindo radialmente. Os campos de exposição acompanham o comportamento das concentrações, embora com níveis mais baixos. Atendendo a que o valor limite anual para estes dois poluentes é $40 \mu g.m^{-3}$, é notória a situação de incumprimento em termos de qualidade do ar, podendo ter impactes significativos, que em termos de saúde são minorados, como mostram os resultados para a exposição média anual de um empregado ou estudante. Porém, refira-se que segundo o campo de concentrações de PM_{10} , a concentração máxima anual simulada é superior a $80 \mu g.m^{-3}$.

numa área centrada no concelho da Maia, o que representa uma sobrestimativa do CAMx face às concentrações médias anuais registadas nas estações de qualidade do ar naquela região, que variam entre 35 e 55 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, como é perceptível na Figura 5.17 (pág.134).

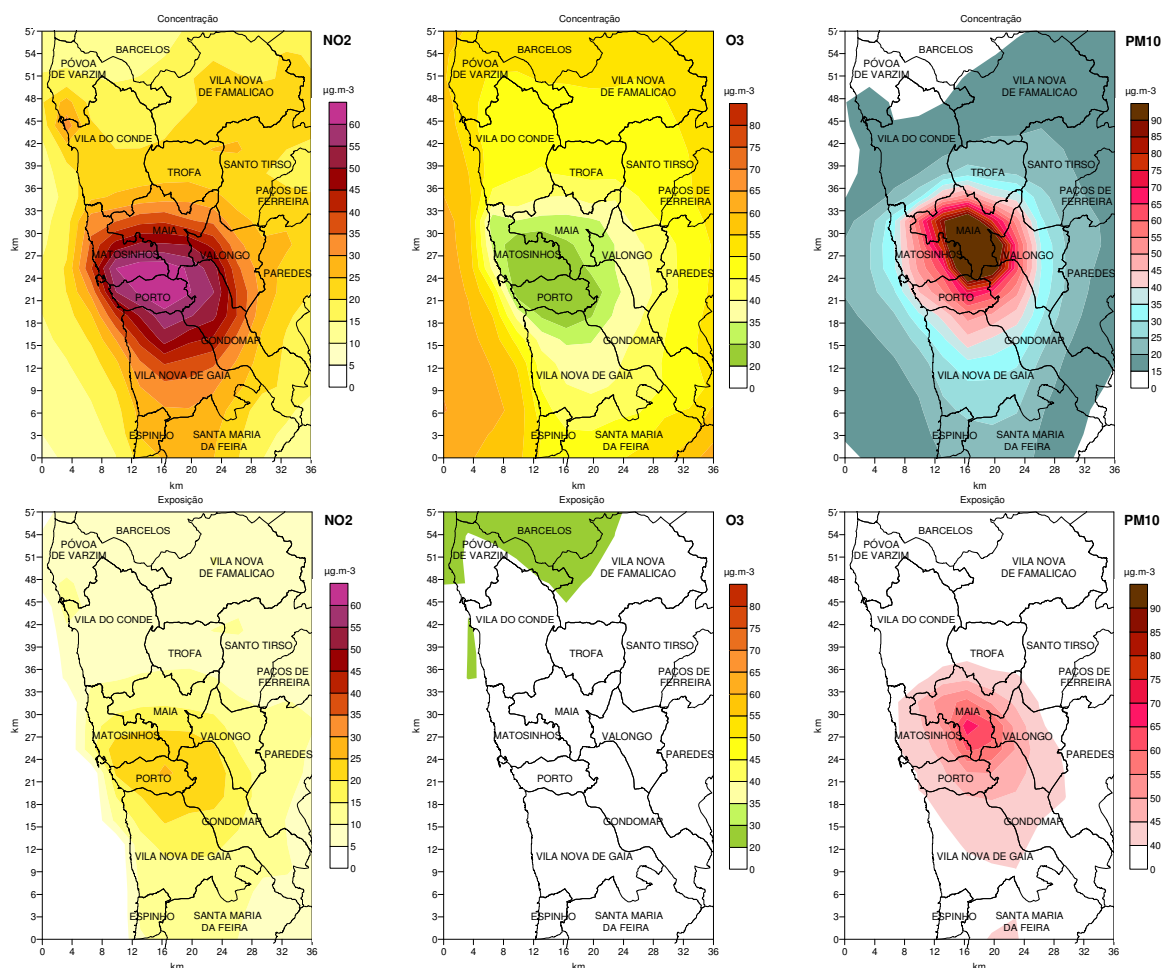
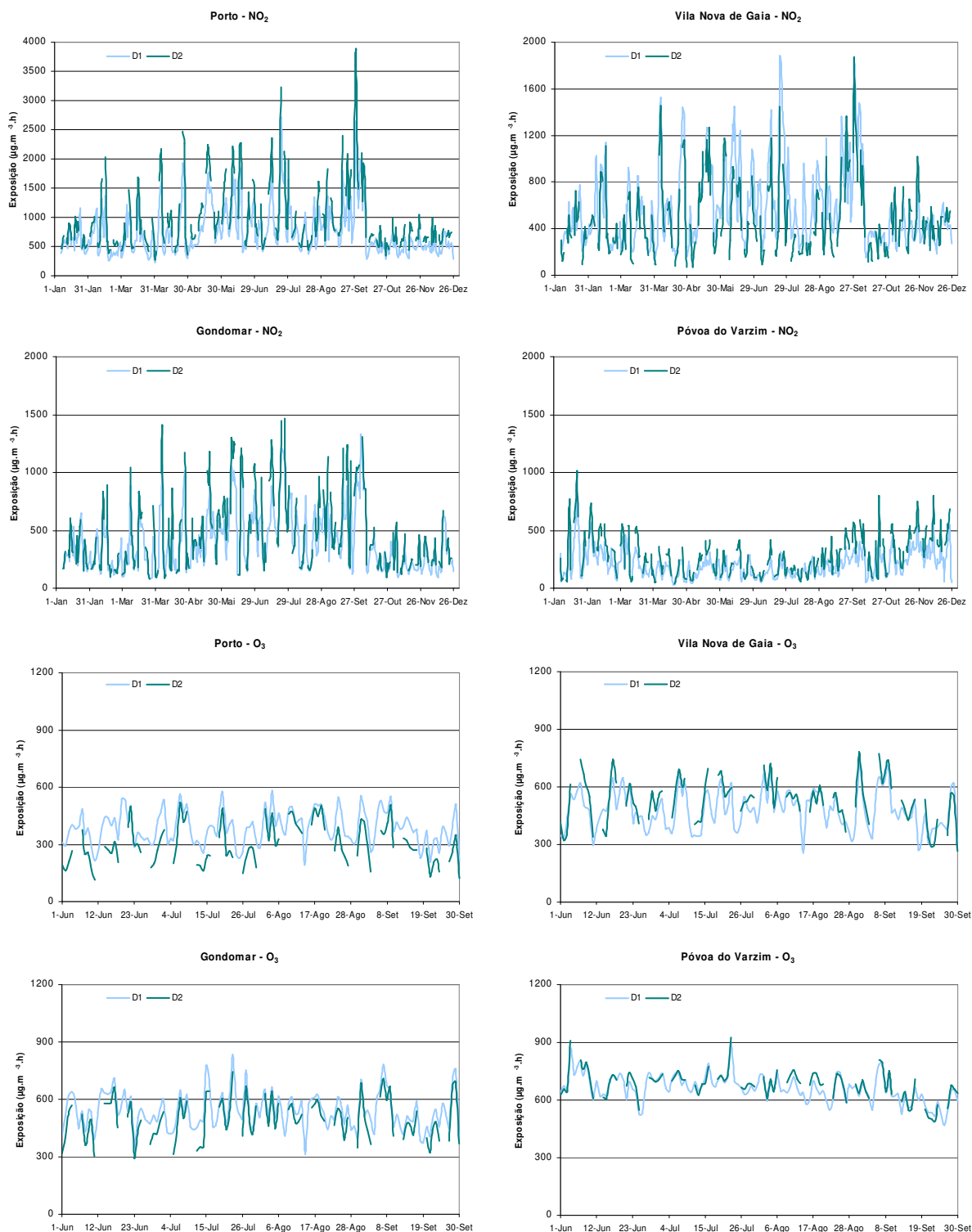


Figura 5.32 – Campos de concentrações e exposição média individual anual de PM₁₀, NO₂ e O₃ para a população empregada+estudante maior de 15 anos, simuladas pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição.

Analogamente ao que se verificou para Portugal, a exposição de longo prazo ao O₃ não se revela preocupante, especialmente numa área urbana, onde as concentrações deste poluente não atingem valores elevados, dada a presença de óxidos de azoto na atmosfera.

Seguindo o mesmo tipo de análise feito para a avaliação dos resultados da exposição para Portugal, calculou-se a exposição individual diária acumulada para os três poluentes e comparou-se com a obtida anteriormente para a população empregada ou estudante maior de 15 anos de Portugal. A evolução temporal obtida é apresentada na Figura 5.33 para quatro locais distintos da AMP – Porto, Vila Nova de Gaia, Gondomar e Póvoa do Varzim. A exposição diária acumulada a PM₁₀ e NO₂ mostra o carácter mais urbano das

idades de Porto e Vila Nova de Gaia pelos níveis mais elevados obtidos para estes locais. É notória a diferença entre a exposição calculada com a informação ao nível nacional e a exposição estimada com base nos dados estatísticos para a AMP, que tem em conta as deslocações de e para o trabalho/escola contribuindo como termos de ponderação para a exposição individual média calculada.



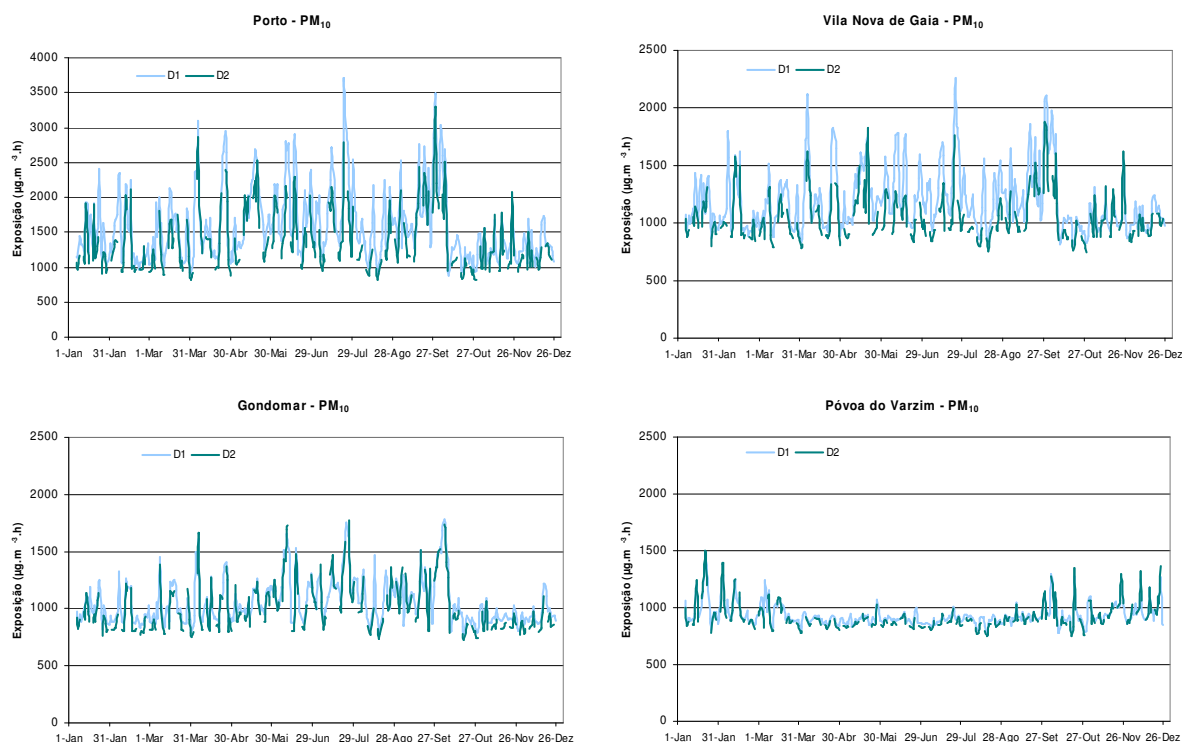
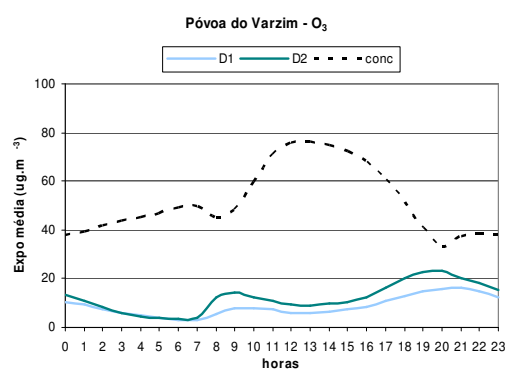
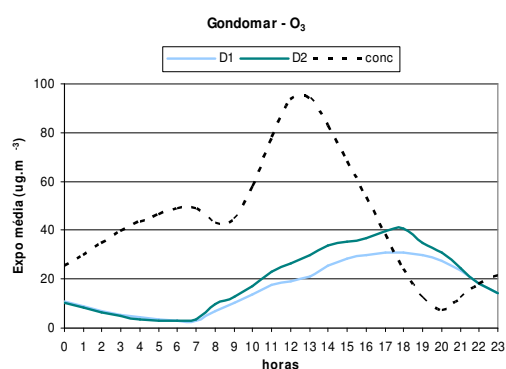
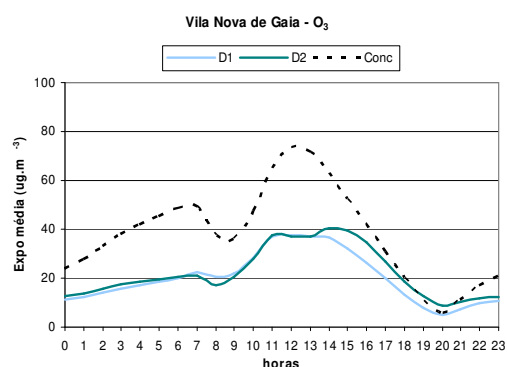
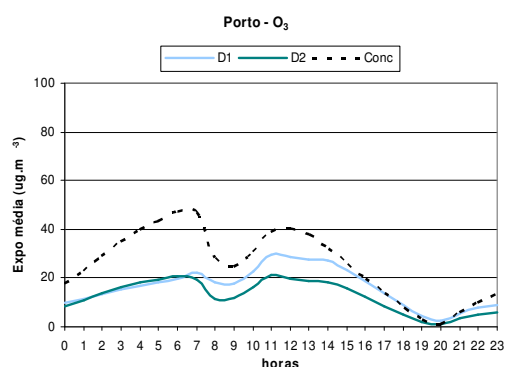
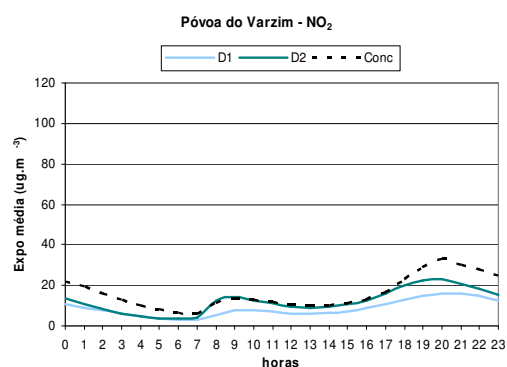
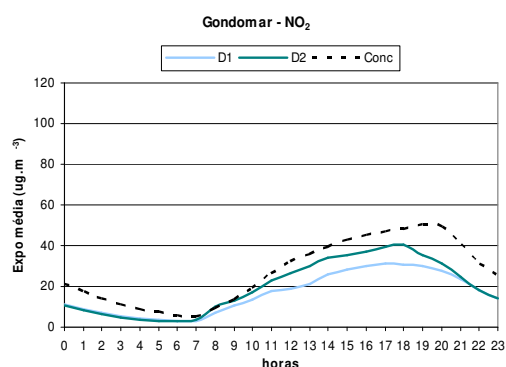
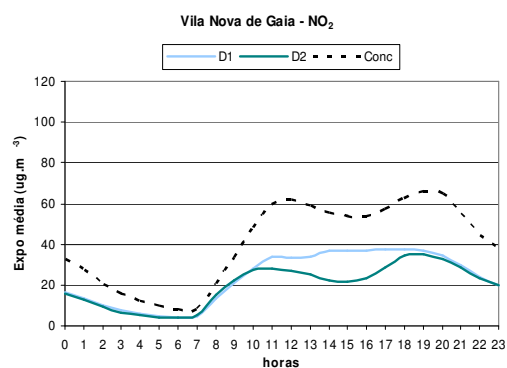
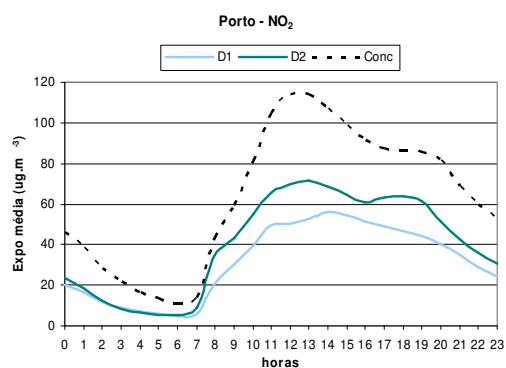


Figura 5.33 – Evolução temporal da exposição individual diária acumulada, simulada pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição para o domínio de Portugal (D1) e do Porto (D2), para NO_2 , O_3 e PM_{10} .

Foram também calculados os perfis diários médios das concentrações simuladas para o domínio do Porto (D2) e da exposição a NO_2 , O_3 e PM_{10} estimada para um indivíduo médio empregado ou estudante com mais de 15 anos presente na AMP. Estes resultados constam na Figura 5.34 assim como a exposição individual média estimada para o mesmo subgrupo da população, no caso de estudo de Portugal. Os valores mais elevados de exposição obtiveram-se para o Porto, tanto para o NO_2 como para PM_{10} , que poderão estar sobrestimados como consequência da sobrestimativa das concentrações simuladas pelo CAMx devido, como já foi mencionado, à sobrestimativa das emissões nesta região. A análise comparativa dos perfil diários obtidos tendo em conta a estimativa da exposição para o D1 (Portugal) e para o D2 (AMP) realça, mais uma vez, a diferença entre a exposição calculada considerando ou não as deslocações de e para o trabalho/escola.



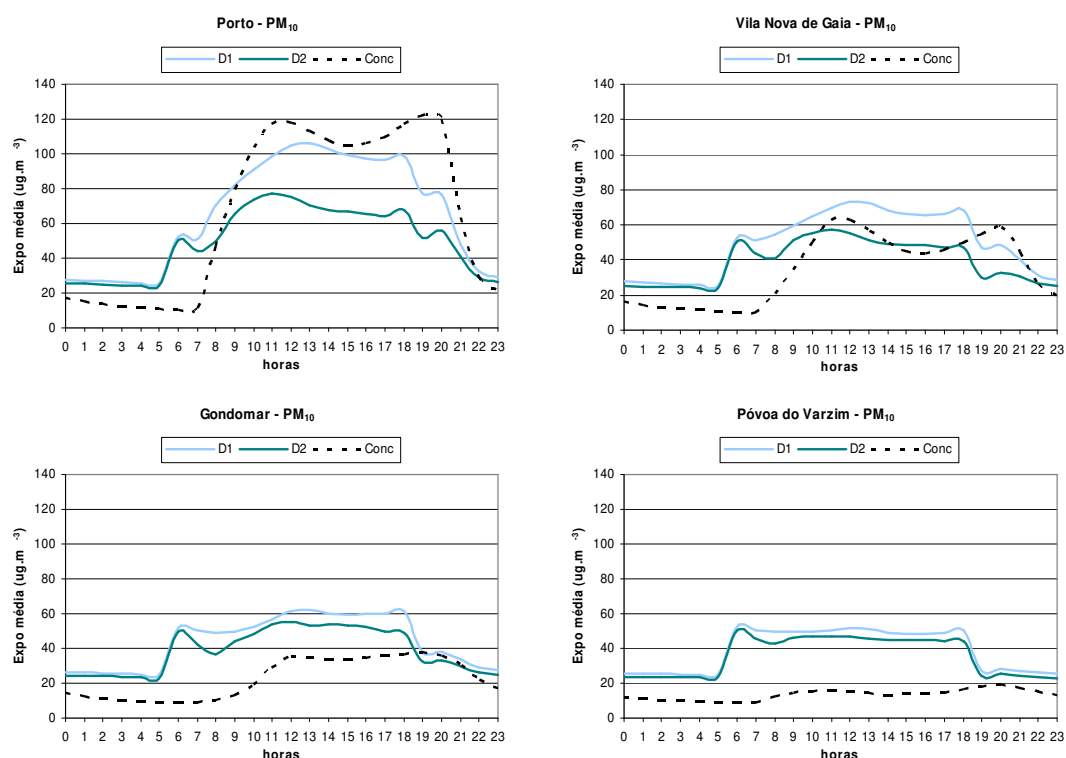


Figura 5.34 – Perfil diário médio da concentração simulada pelo sistema MM5-CAMx para o domínio do Porto (D2) e da exposição individual média, simulada pelo sistema MM5-CAMx-módulo de exposição para o domínio de Portugal (D1) e do Porto (D2), para NO_2 , O_3 e PM_{10} .

Para avaliar o desempenho e a aplicabilidade do módulo de exposição desenvolvido e aplicado ao cálculo da exposição humana para Portugal e para a AMP seria importante validar os resultados obtidos. Porém, esta tarefa está inviabilizada pelo facto de não existirem outros trabalhos deste género que permitam uma análise comparativa nem medições directas da exposição humana à população portuguesa e à população da AMP.

5.4. Exposição a Incêndios Florestais

A poluição atmosférica causada pelos fogos florestais é um assunto que tem despertado o interesse na comunidade científica. O conhecimento e a quantificação, quer das emissões de poluentes para a atmosfera no decorrer de fogos florestais, quer dos níveis de poluentes no ar ambiente que lhes estão associados, afigura-se de fundamental importância para a compreensão dos efeitos na qualidade do ar e na saúde humana. Os efeitos na saúde humana são, aliás, fonte de preocupação da Organização Mundial de Saúde que publicou já estratégias e directrizes para reduzir o efeito do fumo gerado por queima de biomassa, nomeadamente por fogos florestais [Miranda *et al.*, 2004; OMS/UNEP/OMM, 1999].

Apresentam-se de seguida duas aplicações da modelação da exposição humana de indivíduos afectados pelas emissões de incêndios florestais, desenvolvidas no âmbito do

Projecto Europeu SPREAD (*Forest Fire Spread, Prevention and Mitigation*). Por um lado, um exemplo de estimativa da exposição humana individual dos bombeiros durante o combate a um incêndio florestal experimental, cujos resultados podem ser comparados com medições directas da exposição realizadas no local. Numa outra perspectiva, a estimativa da exposição, à escala regional, da população de uma zona urbana afectada pela ocorrência de um incêndio florestal.

5.4.1. Exposição individual de bombeiros

Desde 1998 que, anualmente em Portugal, se realizam ensaios experimentais de campo na Serra da Lousã, os denominados ensaios da Gestosa. Estas experiências são realizadas no final da Primavera de cada ano e visam analisar diversos aspectos do fogo, desde a propagação, à dispersão do fumo, passando pela recuperação das espécies vegetais afectadas, assim como pelo teste de métodos de supressão e detecção de fogo [Viegas, 2004].

Nestas campanhas fazem-se medições meteorológicas e de qualidade do ar, recorrendo a difusores passivos, sacos adequados à recolha de fumo e posterior análise de COVs, dois laboratórios móveis equipadas com estação meteorológica e analisadores em contínuo de ozono, óxidos de azoto, partículas (PM_{10} e $PM_{2.5}$). Para além da componente meteorológica e de qualidade do ar, é também avaliada a exposição humana aos poluentes emitidos durante um incêndio florestal, nomeadamente NO_2 e SO_2 .

Em 2002, os ensaios da Gestosa ocorreram nos dias 30 e 31 de Maio, com a queima de 10 talhões de forma regular e dimensões que variavam de 0,4 (talhão 517) a 1 ha (talhão 522) (Figura 5.35a). Os talhões queimados na Gestosa 2003, entre 15 e 17 de Maio, eram contíguos aos da Gestosa 2002 (Figura 5.35b). Na Gestosa de 2004, a área de estudo situava-se na localidade de Trevim, a cerca de 12 km da Lousã, e era constituída por 15 talhões de terreno (Figura 5.35c), com cerca de 0,1 ha cada, divididos por aceiros de modo a garantir que as queimas se processariam em segurança. A queima, utilizando retardante em alguns dos talhões, decorreu nos dias 11 e 12 de Maio de 2004.

De forma a estimar a exposição individual ao NO_2 e ao SO_2 , durante os ensaios da Gestosa, vários bombeiros e membros da equipa de investigação transportam um amostrador passivo (tubo difusor) como ilustra a Figura 5.36. Estes difusores passivos (equipamento da Radiello) são posteriormente analisados em laboratório por cromatografia iónica.

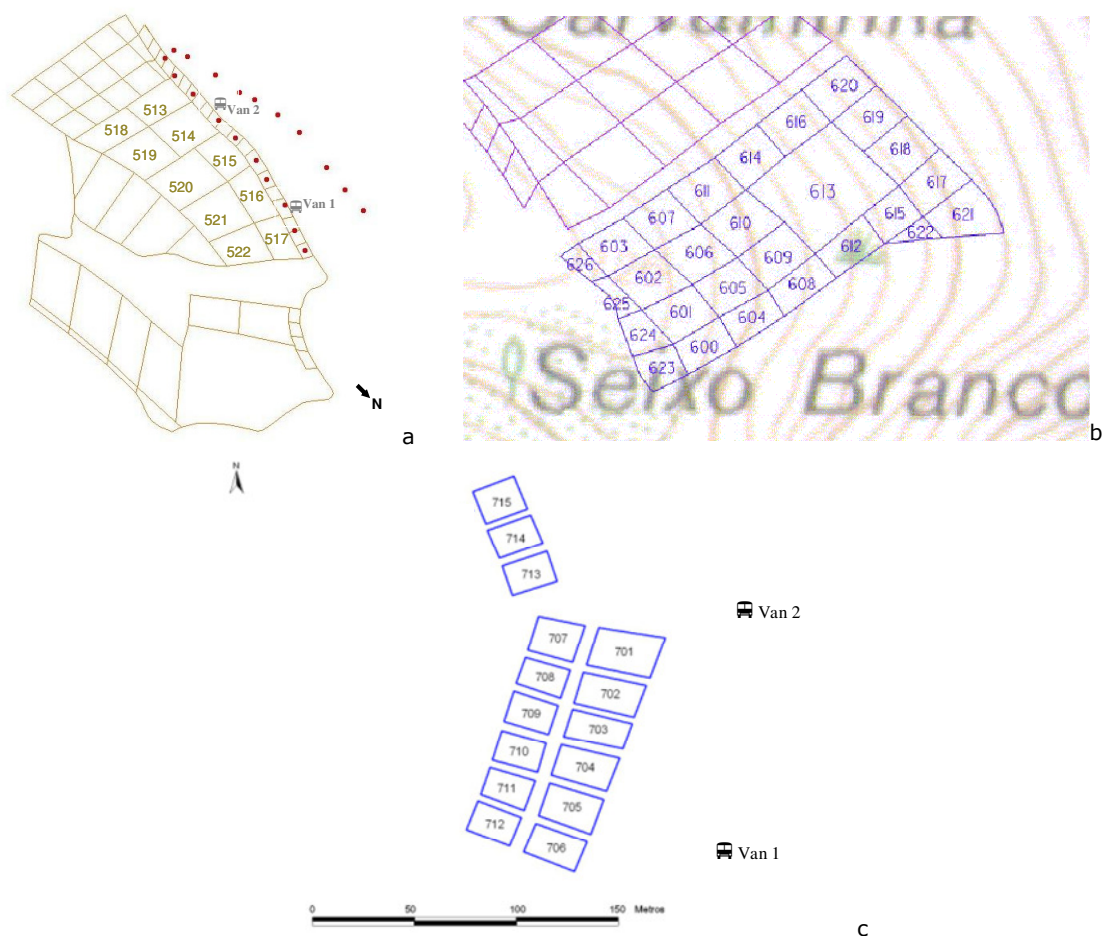


Figura 5.35 - Vista esquemática dos talhões queimados nos fogos experimentais das Gestosas 2002 (a), 2003 (b) e 2004 (c) [Miranda *et al.*, 2005; Viegas, 2004].



Figura 5.36 - Difusores passivos transportados por bombeiros e membros da equipa durante os ensaios da Gestosa.

Com base na quantificação da massa nos tubos difusores, e tendo em conta que, durante a noite os amostradores não estão expostos, é calculada a exposição humana individual dos bombeiros e da equipa de trabalho, considerando que a concentração ambiente medida é equivalente à exposição a que o individuo que transporta o difusor está sujeito.

As concentrações médias horárias de NO₂ e SO₂ obtidas na Gestosa em 2002, 2003 e 2004, e que correspondem a uma exposição individual horária média, são apresentadas na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 – Concentrações médias horárias de NO₂ e SO₂ obtidas a partir dos difusores passivos transportados pelos bombeiros e membros da equipa durante os ensaios da Gestosa de 2002, 2003 e 2004.

	Período de exposição (min)	NO ₂ (µg.m ⁻³)	SO ₂ (µg.m ⁻³)	Posição
Gestosa 2002				
Bombeiro 1	969	38	5	-
Bombeiro 2	834	52	6	-
Bombeiro 3	834	50	7	-
Bombeiro 4	836	48	9	-
Bombeiro 5	980	30	4	-
Membro Equipa 1	293	67	12	-
Membro Equipa 2	293	57	21	-
Gestosa 2003				
Bombeiro 1	680	66,4	1,0	-
Bombeiro 2	680	78,5	5,7	-
Bombeiro 3	680	108,8	15,8	-
Bombeiro 4	680	149,0	4,4	-
Bombeiro 5	680	115,5	16,6	-
Bombeiro 6	680	136,8	14,8	-
Bombeiro 7	680	40,6	10,8	-
Bombeiro 8	680	< limite detecção	2,4	-
Bombeiro 9	680	265,1	6,2	-
Bombeiro 10	680	103,2	6,3	-
Gestosa 2004				
Bombeiro 1	350	70,2	8,8	A
Bombeiro 2	350	106,8	9,5	B
Bombeiro 3	350	106,8	8,0	B
Bombeiro 4	350	83,2	3,7	A
Bombeiro 5	350	155,6	5,7	C
Bombeiro 6	350	130,9	7,6	B
Bombeiro 7	350	147,4	9,6	B
Bombeiro 8	350	265,5	7,9	C
Equipa 1	350	160,2	11,8	variável
Equipa 2	350	112,6	11,0	variável
Equipa 3	350	86,5	5,3	variável

Relativamente aos resultados obtidos em 2002 pode-se constatar que a exposição individual média horária é superior nos membros da equipa. Uma possível causa poderá estar relacionada com o facto de aqueles membros da equipa serem responsáveis pela amostragem de fumo para análise de COV, procedimento que requer um contacto

bastante próximo com o fumo emitido, apesar de o tempo de exposição ser bastante mais curto, em relação ao dos bombeiros [Miranda *et al.*, 2005].

Comparando os resultados obtidos na Gestosa 2002 e na Gestosa 2003, verifica-se que em 2003 se obtiveram valores mais elevados, especialmente no que diz respeito ao NO₂, atingindo um valor médio horário para a exposição individual de 265 µg.m⁻³, o que significa que as concentrações deste poluente no ar ambiente naquela área ultrapassam o valor limite horário de 200 µg.m⁻³ imposto pela legislação e pela OMS (ver Tabela 3.1, pág 48). Estes níveis elevados registados em 2003 podem ser devidos à proximidade ao fogo dos bombeiros escolhidos aleatoriamente para amostragem, ou à direcção do vento relativamente à posição dos bombeiros [Borrego *et al.*, 2005d].

Na Gestosa de 2004, a exposição foi monitorizada em três equipas distintas: os bombeiros (Figura 5.37a), um membro da equipa responsável por atear o fogo com um pinga-lume (Figura 5.37b), e a equipa responsável pela amostragem de fumo para medição de COV (Figura 5.37c). Seleccionaram-se os bombeiros para colocação dos amostradores passivos em função da sua localização relativamente aos talhões em queima e à direcção do vento. Na Figura 5.37d apresenta-se a posição de cada grupo de bombeiros relativamente ao talhão em ensaio. A posição A encontra-se a montante do talhão, a C a jusante e a B tem uma localização intermédia. Estas posições foram relacionadas com as concentrações de NO₂ e SO₂ obtidas e apresentadas também na Tabela 5.10.

A ignição foi sempre feita contra a direcção do vento. Assim, tal como seria expectável, os bombeiros na posição A são os menos expostos ao fumo. Na posição B, os bombeiros são mais influenciados pelas concentrações elevadas de poluentes, particularmente NO₂. Neste ponto a exposição medida varia entre 105 e 150 µg.m⁻³. Os resultados mostram que, efectivamente, a posição C é a mais afectada, onde se podem atingir concentrações de NO₂ superiores ao valor limite horário legislado de 200 µg.m⁻³. Os membros da equipa de amostragem estavam a recolher amostras para análise de COV o que justifica os níveis máximos de exposição a NO₂ e SO₂ medidos. Contudo, as concentrações de SO₂ medidas na Gestosa não se revelam preocupantes quando comparadas com a legislação (o valor limite horário é de 350 µg.m⁻³).

A partir desta avaliação de resultados, pode-se dizer que os bombeiros não devem ocupar sempre a mesma posição relativamente ao fogo e à direcção do vento, uma vez que um indivíduo posicionado a jusante é mais influenciado pelo penacho, respira um ar mais poluído e consequentemente poderá ter problemas de saúde daí oriundos, em particular, problemas respiratórios, devido aos níveis elevados de NO₂.

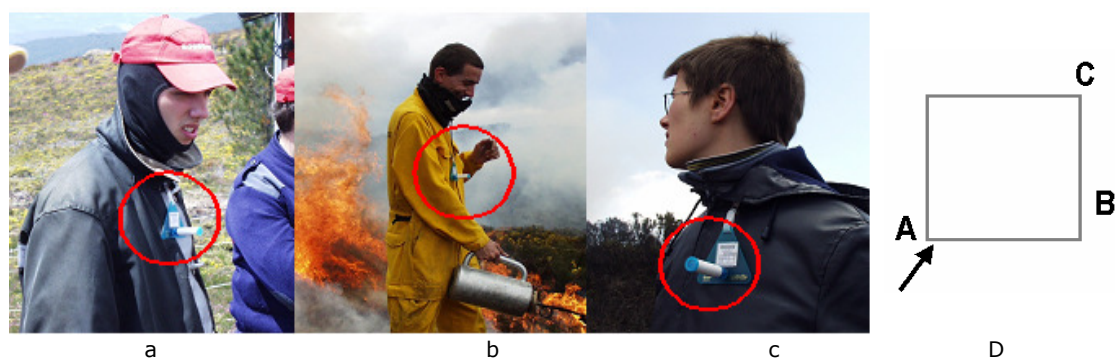


Figura 5.37 - Fotografias dos difusores passivos utilizados por diferentes equipas: bombeiros (a), pinga lume (b), equipa de amostragem (c) e localizações dos bombeiros relativamente ao talhão a queimar (d) (a seta indica a direcção do vento predominante).

Como já foi referido, durante estas campanhas mediram-se concentrações no ar ambiente através de amostradores em contínuo (em todas as campanhas) e de difusores passivos colocados em vários pontos na área dos talhões a queimar (apenas na Gestosa de 2002) [Miranda *et al.*, 2005]. Estes dados de qualidade do ar permitem fazer uma estimativa indirecta da exposição. A Figura 5.38 apresenta os resultados da monitorização em contínuo para o NO_2 para os dias das campanhas de 2002 e 2004, considerando apenas os períodos em que os bombeiros transportavam o difusor passivo. Verifica-se que os níveis de NO_2 medidos em 2002 são muito superiores aos registados em 2004, facto que deverá estar relacionado com a menor área dos talhões em 2004 e com o uso de retardante em muitos dos talhões queimados. Na campanha de 2004, não foi possível monitorizar a qualidade do ar em todo o período de medição da exposição individual pelo que se considerou uma média das concentrações disponíveis e calculou-se a exposição para esse período. Para 2002, estimou-se também a exposição para SO_2 utilizando uma média das concentrações obtidas nos pontos onde se colocaram difusores passivos.

A Tabela 5.11 apresenta a média das concentrações ambientais medidas e o período de tempo correspondente e a estimativa da exposição média horária individual por método indirecto recorrendo à equação 2.4 (§2.2.3, pág.28).

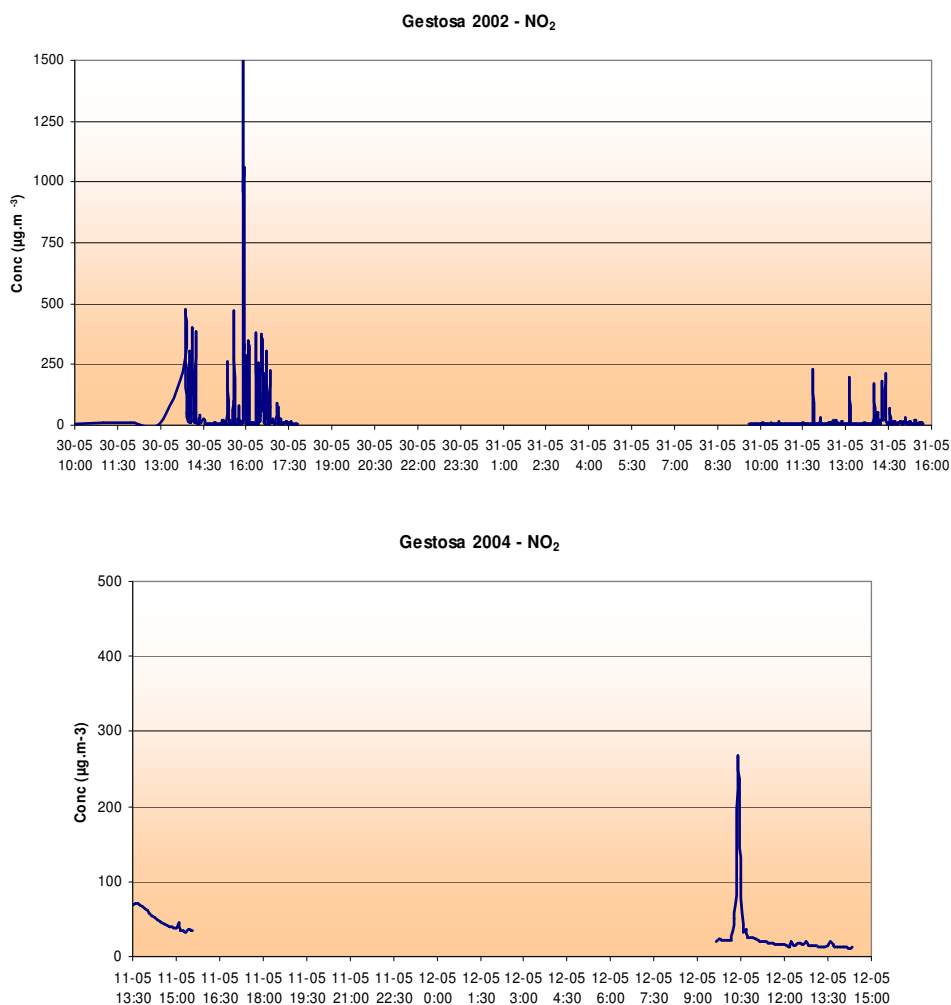


Figura 5.38 – Concentrações de NO₂ medidas em contínuo num laboratório móvel instalado no local onde foram realizados os ensaios da Gestosa 2002 e 2004.

Tabela 5.11 – Concentrações médias horárias de NO₂ e SO₂ obtidas a partir das medições em contínuo de NO₂ em 2002 e em 2004 e das medições por difusão passivas em 2002

	Período de tempo	Tempo de exposição (h)	Concentração (µg.m ⁻³)	Exposição média horária estimada (µg.m ⁻³)
Gestosa 2002				
NO₂	Contínuo	1ºdia 9h-18h	64,9	44,4
		2ºdia 10h-15h	11,7	
	Dif. Passivo	1ºdia 9h-14h30	91,8	62,8
		14h30-18h 2ºdia 10h-15h	73,0 23,8	
SO₂	Dif. Passivo	1ºdia 9h-14h30 14h30-18h 2ºdia 10h-15h	36,5 28,3 14,3	26,5
Gestosa 2004				
NO₂	Contínuo	1ºdia 13h30-15h 2ºdia 9h30-14h	53,5 26,7	33,4

Comparando os resultados de exposição média horária estimada com os níveis de exposição medida em 2002 (Tabela 5.10) pode-se afirmar que as concentrações ambientais representam uma boa estimativa da exposição dos bombeiros a NO_2 , visto que a exposição média medida nos bombeiros e nos membros da equipa foi respectivamente de $43,6 \mu\text{g.m}^{-3}$ e $62 \mu\text{g.m}^{-3}$. O mesmo não se pode concluir relativamente ao SO_2 , a exposição média medida, $6,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ nos bombeiros e $16,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ na equipa, é significativamente inferior à exposição estimada, o que mostra que, para este poluente e nestas condições, os níveis ambientais não são bons indicadores da potencial exposição. Uma possível justificação pode estar relacionada com a posição dos bombeiros a montante do talhão a queimar em oposição à localização dos postos fixos de medição por difusão passiva, ou, mais provavelmente, o facto de não serem as emissões resultantes da combustão as responsáveis pelos níveis de SO_2 verificados no ar ambiente. Saliente-se que o SO_2 não é um poluente crítico associado aos incêndios florestais.

Para a Gestosa 2004, apenas se estimou a exposição a NO_2 pois não se mediram níveis ambientais de SO_2 . A exposição média horária estimada é muito mais baixa que a exposição medida nos bombeiros (que variou entre $70,2$ e $265,5 \mu\text{g.m}^{-3}$), o que indica que neste caso as concentrações ambientais medidas não são boas estimativas para a exposição. As concentrações de NO_2 medidas em contínuo neste ano de 2004 parecem não ter sofrido influência das queimas devido à localização do laboratório móvel de medição da qualidade do ar e, principalmente à direcção e intensidade do vento no local, que se revelaram parâmetros importantes em termos de emissões e exposição face aos resultados de exposição individual medida vs localização dos bombeiros em relação ao talhão a queimar.

Conclui-se assim que para a avaliação da exposição humana dos bombeiros no combate a um incêndio, o método directo de medição da exposição é o mais realista. Os impactes dos incêndios florestais na saúde dos bombeiros têm que ser avaliados à escala local, e ao nível das emissões, e não ao nível da concentração, no ar ambiente, dos poluentes emitidos.

O recurso à modelação da qualidade do ar à escala local, usando um sistema de modelos adequado, ou seja, incluindo a simulação da propagação do fogo [Valente *et al.*, 2007], poderá também ser usado como método indirecto de estimativa da exposição humana dos bombeiros.

5.4.2. Exemplo de uma população urbana afectada

Os países do Sul da Europa deparam-se todos os Verões com o problema dos incêndios florestais. O Verão de 2003 foi particularmente severo em Portugal devido à prevalência, durante vários dias, de condições meteorológicas favoráveis à eclosão e propagação do fogo: temperaturas elevadas e humidade relativa muito baixa. A emissão de poluentes

(partículas, CO e NO_x) constitui um dos vários problemas associados aos incêndios florestais, provocando alterações na qualidade do ar e, consequentemente, exercendo efeitos nocivos sobre a saúde humana. Os incêndios florestais que ocorrem perto de áreas urbanas são particularmente importantes, não só porque a sua frequência tem vindo a aumentar, mas também porque é maior o número de pessoas expostas aos níveis elevados de poluentes na atmosfera.

No Verão de 2003 ocorreu uma das piores épocas de incêndios das últimas décadas na Europa, com uma área total queimada 5 vezes superior à média [CE, 2004]. A 13 de Setembro de 2003, verificaram-se 32 incêndios florestais na Área Metropolitana de Lisboa (AML), os maiores em Mafra (com uma área ardida de 385 ha), Azambuja (5 ha), Alenquer (4 ha) e Loures (0,5 ha).

Na Figura 5.39, que mostra parte da rede de qualidade do ar da AML, está assinalada a localização dos principais incêndios e a evolução (Maio a Dezembro) da concentração de PM₁₀ em três estações: Loures, Entrecampos e Reboleira. Nestas estações foram atingidas no dia 13 de Setembro concentrações horárias máximas de PM₁₀ na gama dos 200 a 300 µg.m⁻³. O valor mais elevado foi medido na estação de qualidade do ar da Avenida da Liberdade (540 µg.m⁻³).

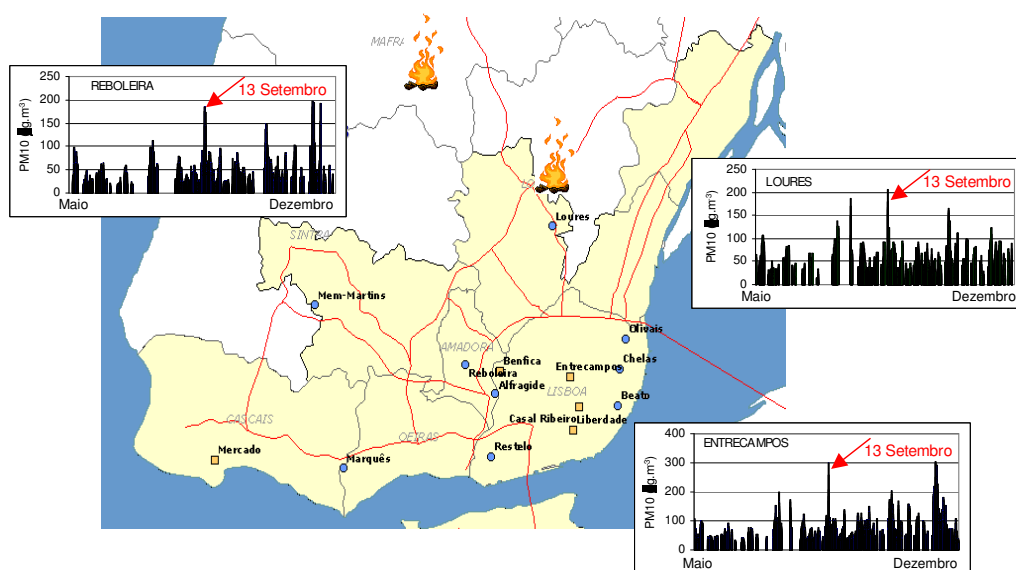


Figura 5.39 - Rede de qualidade do ar da AML (adaptado de [URL 21] e concentrações médias diárias de PM₁₀ medidas de Maio a Dezembro de 2003.

A modelação numérica da dispersão do fumo emitido durante um incêndio permite perceber o seu transporte e dispersão na atmosfera, estimando os campos de concentração de poluentes resultantes. O sistema numérico AIRFIRE [Miranda, 2004] estima o efeito dos incêndios florestais na qualidade do ar integrando os diferentes componentes em questão, através da inclusão de vários módulos: o modelo meteorológico de mesoscala MEMO, o modelo fotoquímico MARS e o modelo de Rothermel da progressão de fogo.

Este sistema de qualidade do ar foi usado neste caso de estudo visto ser o mais adequado à situação em análise. O AIRFIRE foi aplicado à simulação da dispersão do penacho resultante de vários incêndios que ocorreram a Norte de Lisboa, no dia 13 de Setembro de 2003, e validado com dados monitorizados [Martins *et al.*, 2004; Borrego *et al.*, 2005e]. Neste dia foram medidos níveis significativos de poluentes (partículas, monóxido de carbono e ozono) em várias estações da rede de monitorização da qualidade do ar da Área Metropolitana de Lisboa. Os campos de concentração de poluentes, resultantes da simulação, permitiram verificar a influência decisiva do fumo libertado na qualidade do ar na cidade de Lisboa, com consequências para a saúde das pessoas que ali vivem, dada a sua exposição a estes níveis elevados de poluentes.

Para estimar a exposição da população a PM_{10} , foram considerados os resultados da aplicação do sistema de modelos AIRFIRE, bem como informação demográfica da área de estudo. A Figura 5.40 representa a distribuição espacial da população para o domínio de simulação do AIRFIRE (200 km x 200 km, com uma resolução horizontal de 4 km). Como se pode observar, as áreas com maior número de habitantes são a região de Lisboa e a península de Setúbal, seguidas da cidade de Évora.

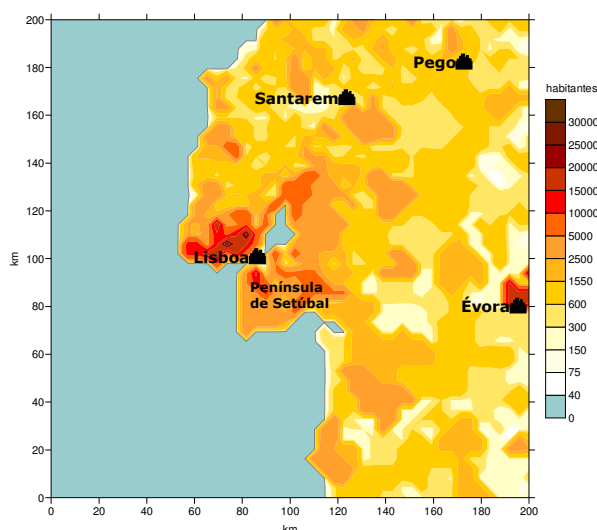


Figura 5.40 - Distribuição da população no domínio de estudo.

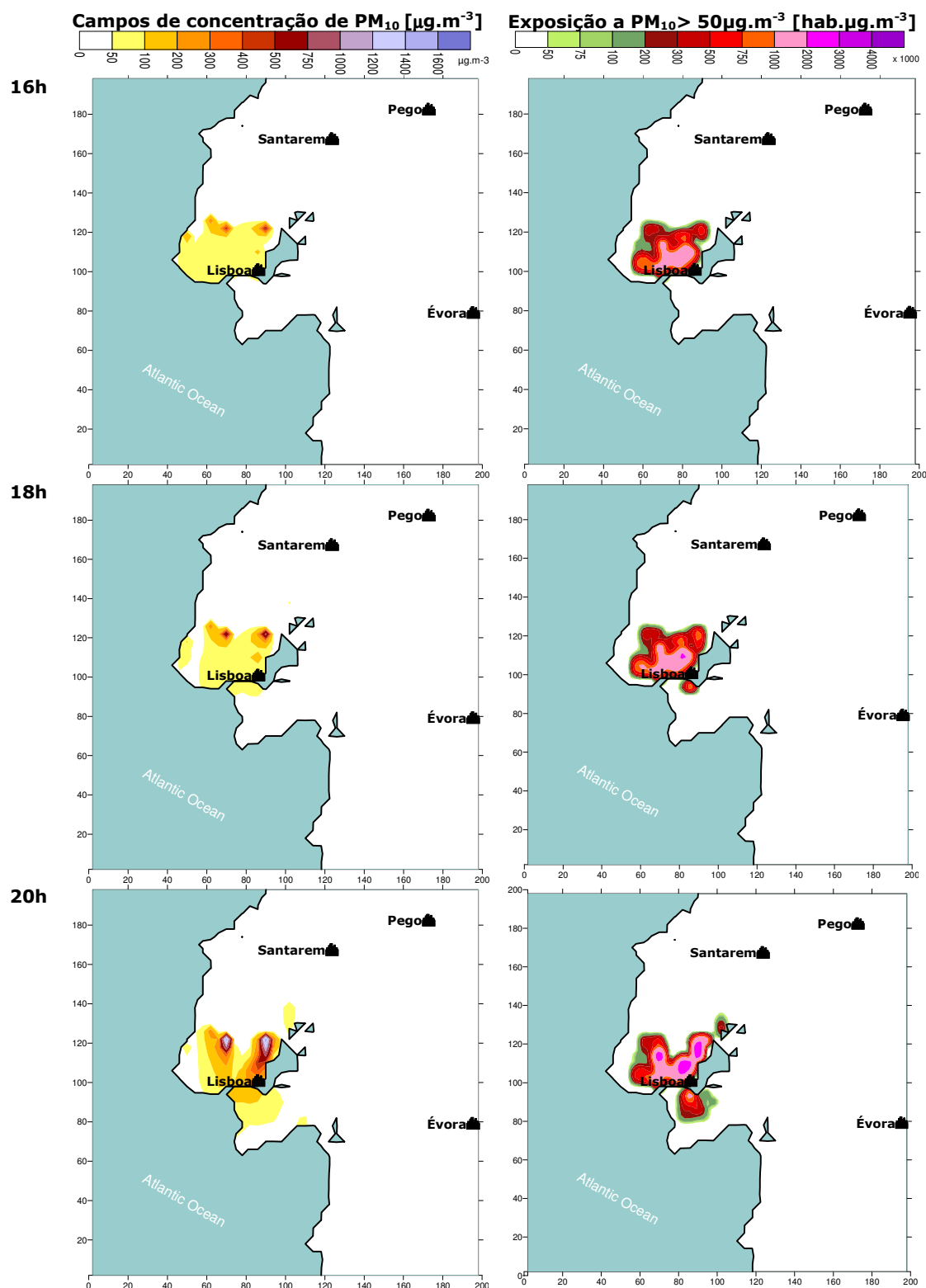
Dado que as concentrações mais elevadas de PM_{10} foram registadas durante a noite, foram utilizados dados dos Censos de 2001 relativos à população residente, e a exposição horária da população foi estimada para esse período do dia, mediante a aplicação da expressão de cálculo da exposição apresentada no capítulo 2. Como aproximação, considerou-se que durante o período referido a maioria da população se encontra em casa, e portanto as concentrações de PM_{10} no interior das habitações foram calculadas a partir das seguintes expressões, propostas por [Burke *et al.*, 2001] (ver §5.1, pág.107).

$$C_{\text{interior}}(\text{dia}) = 48 + 0,52C_{\text{exterior}} \quad (\text{eq.5.1})$$

$$C_{\text{interior}}(\text{noite}) = 20 + 0,51C_{\text{exterior}} \quad (\text{eq.5.2})$$

A exposição da população foi calculada considerando apenas as concentrações de PM_{10} acima do valor limite diário para a protecção da saúde humana que é de $50 \mu g \cdot m^{-3}$.

A Figura 5.41 apresenta os campos superficiais de concentração horária de PM_{10} simulados pelo AIRFIRE às 16, 18, 20, 21, 22 e 23 h.



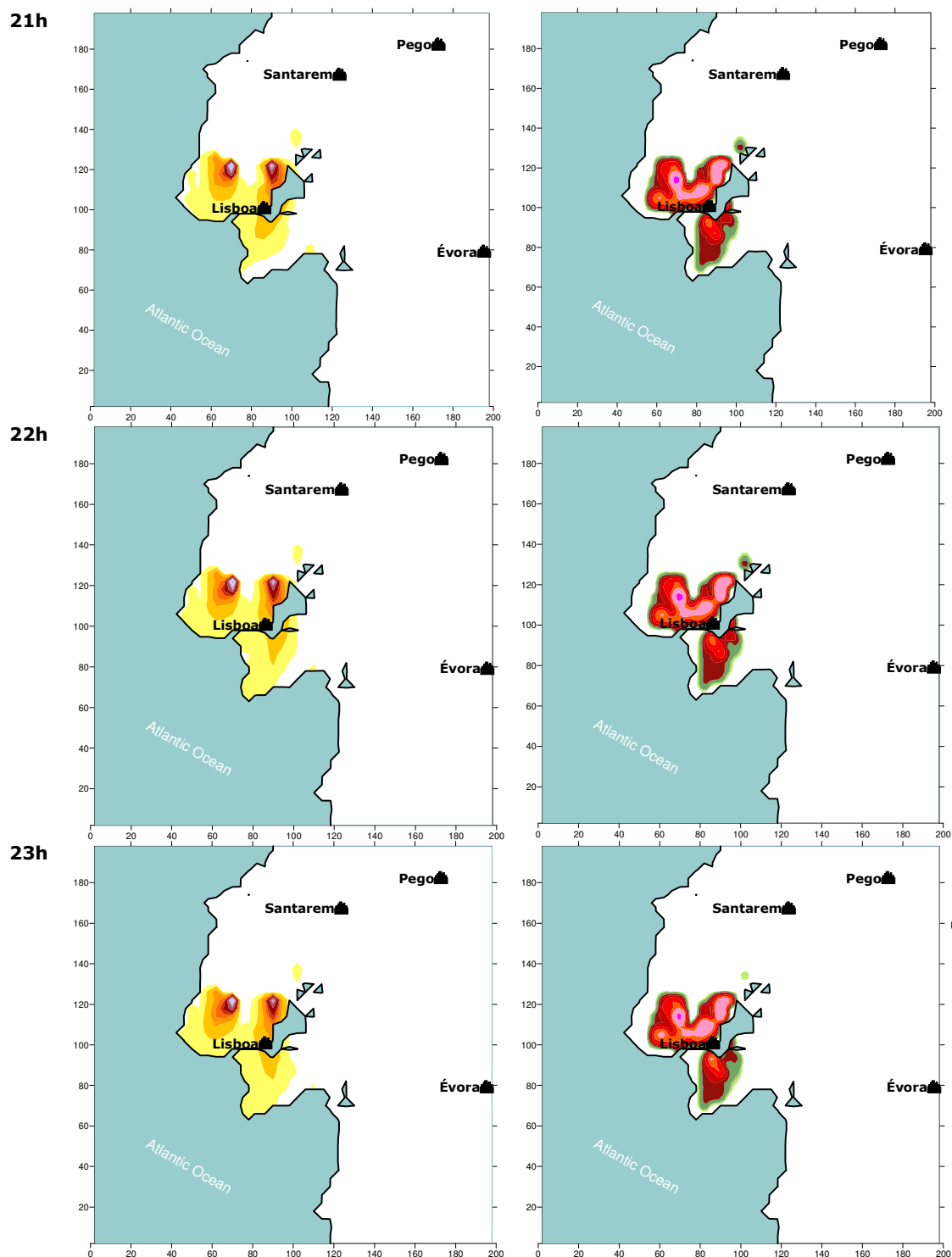


Figura 5.41 - Campos de concentrações de PM₁₀ e campos de exposição da população obtidos para as 16, 18, 20, 21, 22 e 23 h do dia 13 de Setembro de 2003.

Tal como já foi referido os incêndios de maior dimensão ocorreram a norte de Lisboa. A sua influência nas concentrações obtidas é visível – nuvens de poluição extensas com concentrações significativamente elevadas [Borrego *et al.*, 2005e]. Os campos de exposição da população obtidos, também apresentados na Figura, mostram que os picos de exposição não se verificam nas áreas onde as concentrações de PM₁₀ são mais

elevadas, estando associados às regiões mais populosas como Lisboa e os seus arredores. Depois das 20 h, as concentrações médias horárias de PM_{10} estimadas atingem máximos de 1000 a 1200 $\mu g \cdot m^{-3}$, e a pluma de exposição estende-se, aumentando o número de pessoas afectadas por níveis de PM_{10} extremamente elevados.

Para além da exposição da população para cada hora do período das 16 às 23, calculou-se também a exposição média horária e a exposição acumulada para um habitante médio e para a população, para o mesmo período (Figura 5.42). A distribuição espacial da exposição média individual mostra que, em média, uma pessoa que resida não só na grande área de Lisboa, mas essencialmente nas regiões a norte da cidade, está sujeita a níveis de exposição elevados, em condições como as verificadas neste dia. A exposição acumulada durante o período analisado por habitante (Figura 5.42c) e para a população (Figura 5.42d) apresenta, como seria de esperar, valores bastante mais elevados.

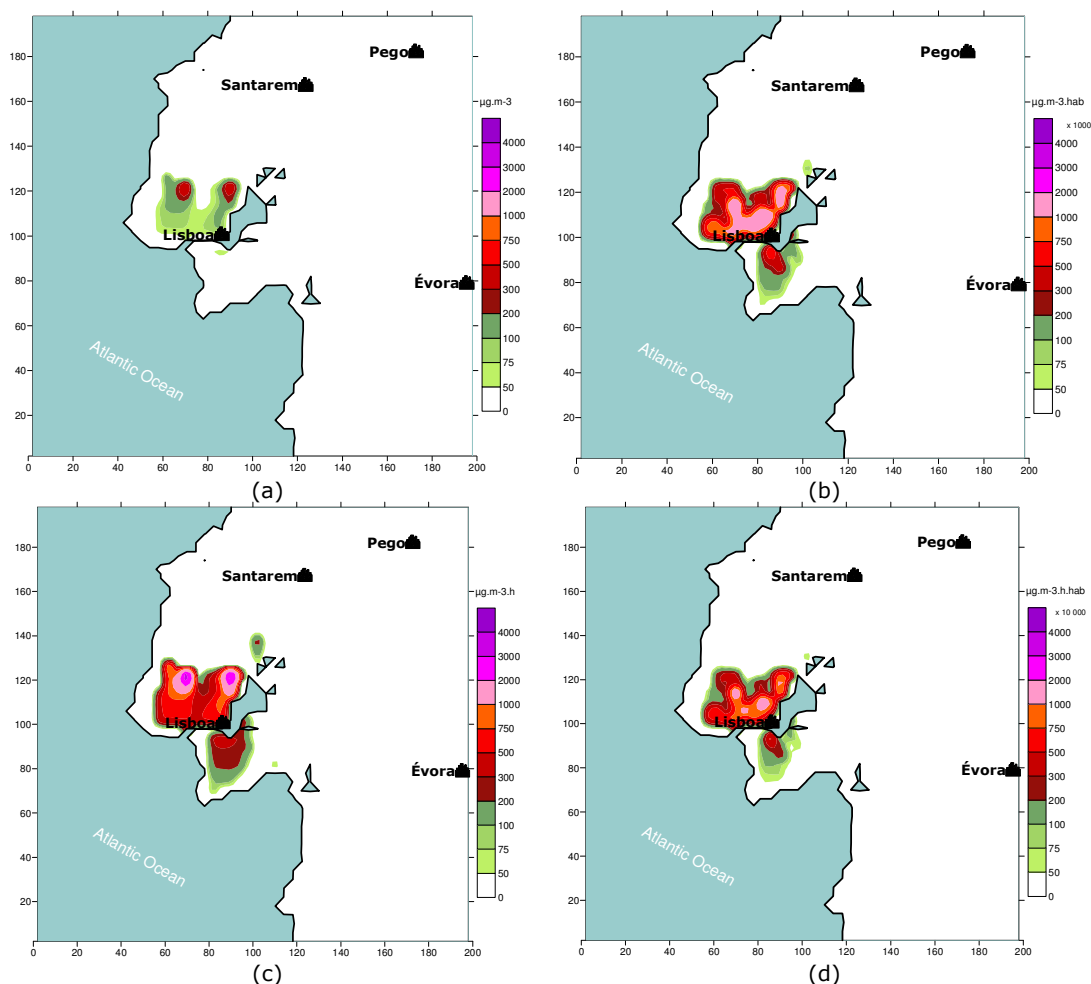


Figura 5.42 – Distribuição espacial da exposição média horária por habitante (a), média horária da população (b), acumulada por habitante (c) e acumulada da população (d), a PM_{10} para o período das 16 às 23 h do dia 13 de Setembro de 2003.

Note-se que a distribuição espacial da exposição por habitante reflecte a distribuição das concentrações ambientais enquanto que a exposição da população é influenciada pela densidade populacional da área de estudo. A análise conjunta de todos estes factores, nomeadamente das concentrações simuladas de PM_{10} e destas duas formas de apresentar a exposição, revela que apesar de em Lisboa não se terem obtido os níveis mais elevados de concentrações e exposição por habitante, o valor limite diário de PM_{10} de $50 \mu g.m^{-3}$ foi ultrapassado na área urbana em todas as horas analisadas. Aliando a este facto a elevada densidade populacional da zona urbana, pode-se dizer que situações deste tipo põem em perigo a saúde humana da população da cidade de Lisboa.

Esta estimativa da exposição da população por um método indirecto mostrou que os fogos florestais podem ter um grande impacte na qualidade do ar em áreas urbanas no que diz respeito ao material particulado, um dos poluentes mais críticos para a saúde humana. Esta aplicação demonstra que os incêndios florestais que ocorrem nas proximidades de zonas urbanas podem contribuir significativamente com as suas emissões, juntamente com as emissões industriais e de tráfego, para concentrações de PM_{10} no ar ambiente nocivas à saúde humana das populações urbanas.

A aplicação de modelos de exposição exige a recolha e utilização de diferentes tipos de dados como entradas (taxas de emissão, dados de dispersão, remoção e actividade-tempo) e novas técnicas estatísticas para inclusão de relações entre vários parâmetros do modelo, tempos e actividades, e distribuição de concentrações. O êxito de qualquer modelo de exposição, existente ou a desenvolver, depende dos resultados de campanhas experimentais cuidadosamente planeadas e realizadas, para validar os modelos de exposição. Por outro lado, os modelos de exposição constituem também um instrumento de apoio à delineação dessas campanhas experimentais como suporte aos estudos dos efeitos na saúde humana. Assim, o desafio para o futuro passa por aumentar a precisão e exactidão e a aplicação de modelos de exposição em estudos de monitorização ambiental, avaliação de efeitos na saúde e apoio à decisão [OMS, 1999].

6. Conclusões

A estratégia comunitária para a gestão do recurso ar e a protecção da saúde humana envolve Portugal, como Estado-Membro, e impôs que a legislação nacional de qualidade do ar e saúde humana se adaptasse às normas comunitárias. Assim, por um lado, a monitorização obrigatória da qualidade do ar alertou para problemas de poluição atmosférica devido a ozono e partículas no ar ambiente em Portugal, especialmente nas áreas urbanas de Lisboa e Porto, e por outro lado, assumiu-se a modelação atmosférica como um instrumento a utilizar na avaliação da qualidade do ar. O trabalho aqui apresentado resulta da preocupação crescente com a poluição atmosférica e seus impactes na qualidade do ar e na exposição e saúde humana em Portugal, baseada nos níveis de concentrações de poluentes atmosféricos que têm sido registados nas estações de monitorização da qualidade do ar existentes em Portugal Continental e em estudos de modelação já realizados.

Com este enquadramento, definiu-se como objectivo principal do trabalho o desenvolvimento de um módulo de exposição que permitisse estimar a exposição humana à escala regional com base nos níveis ambientais de poluentes atmosféricos obtidos através da aplicação de um sistema de modelos de qualidade do ar.

Com base nas aplicações que têm vindo a ser realizadas pela comunidade científica internacional e nacional, e tendo em consideração que um modelo mecanicista que apresente um bom desempenho numa região, poderá ser aplicado com alguma confiança a uma nova região de estudo [Holloway *et al.* 2005], seleccionou-se e validou-se o sistema de modelos MM5-CAMx composto pelo modelo meteorológico MM5 e pelo modelo de qualidade do ar CAMx. Este sistema de modelos foi adaptado para ser aplicado pela primeira vez a Portugal numa simulação de longo prazo. Os resultados obtidos permitem usá-lo com alguma confiança, embora tenham evidenciado que existem incertezas associadas ao inventário nacional de emissões, e que a simulação meteorológica

influencia consideravelmente a simulação química, facto que já tinha sido demonstrado em estudos anteriores pelo menos bom desempenho do MM5 em determinadas situações meteorológicas. A simulação de qualidade do ar de longo prazo indiciou a necessidade de melhoria dos dados de entrada do modelo CAMx, designadamente no que diz respeito às condições iniciais e fronteira que devem exibir uma variação espacial e temporal e à especiação e variação temporal das emissões.

Os sistemas de modelos eulerianos, como o utilizado neste trabalho, podem ser considerados como os instrumentos de apoio à gestão da qualidade do ar, dada a sua disponibilização para qualquer investigador do mundo através da Internet, e a sua robustez e bom desempenho na simulação dos processos físicos (meteorologia e dispersão) e químicos (formação e transformação de poluentes atmosféricos) na atmosfera. Contudo, a continuada investigação nesta área mostra que, tal como na atmosfera real os processos físicos e químicos estão interligados, nos sistemas de modelos o mesmo deve ser contemplado para que a modelação se aproxime cada vez mais da realidade. Assim, os sistemas de modelação da qualidade do ar do século XXI encaram já esta nova e mais realista estrutura designada por “online”, visto considerar modelos meteorológicos e de qualidade do ar interligados.

O aspecto inovador deste trabalho consistiu no desenvolvimento de um módulo para a estimativa da exposição humana à escala regional, em linguagem Fortran, adaptado para contemplar os campos de concentração simulados pelo sistema MM5-CAMx como entradas. Este módulo foi usado para estimar a exposição humana da população para Portugal Continental e para a região do Porto com base na simulação de qualidade do ar de longo prazo para o ano de 2004. Os resultados obtidos indiciam que efectivamente a população das áreas urbanas de Lisboa e Porto é a mais susceptível, podendo a sua saúde ser afectada devido à exposição a PM_{10} , dado que é um poluente que atinge níveis elevados no ambiente exterior, e ainda mais elevados em ambientes interiores, devido à contribuição adicional das fontes interiores. No Verão, também se obtiveram valores horários elevados de concentração de O_3 . No entanto, em termos de exposição de longo prazo, esses valores diminuem visto que as concentrações no interior, onde as pessoas passam a maior parte do seu tempo, são bastante inferiores; e por outro lado, os níveis mais elevados de O_3 não coincidem com as áreas de maior densidade populacional.

Relativamente ao estudo da influência das emissões de incêndios florestais na qualidade do ar e na saúde humana, pode-se dizer que a estimativa da exposição humana de uma população urbana afectada pela ocorrência de incêndios florestais, no caso particular da região de Lisboa, demonstrou que, em dias como o analisado, a saúde da população pode estar em risco devido aos níveis elevados de partículas no ar ambiente, dados os valores de exposição a PM_{10} obtidos.

No que diz respeito à exposição humana a que estão sujeitos os bombeiros no combate a um fogo conclui-se que, para aquela escala espacial e temporal, o método de medição

directa da exposição é o mais correcto. Apesar das limitações da monitorização da exposição em termos de custos e em termos operacionais, será importante prosseguir a investigação nesta área, e dinamizar mais campanhas experimentais como a Gestosa para a avaliação dos efeitos na saúde dos bombeiros. Em Portugal, o projecto de investigação FUMEXP, recentemente aprovado pela FCT, a desenvolver nos próximos três anos, abordará esta temática.

O módulo de exposição desenvolvido pode ser utilizado em estudos epidemiológicos como um complemento aos modelos de exposição probabilísticos, pois permite obter a distribuição espacial e temporal da estimativa da exposição, para além de valores médios, respectivos desvios e probabilidades de ocorrência. A metodologia seguida neste estudo pode ser aplicada a cenários futuros de desenvolvimento ou de redução de emissões para a avaliação dos impactes na qualidade do ar e saúde, como apoio à decisão. Pode também servir como instrumento de apoio às autoridades locais e regionais ao nível do ordenamento do território e estrutura das cidades, de forma a harmonizar a interligação Qualidade do Ar – Saúde – Qualidade de vida.

A estimativa da exposição à escala regional numa perspectiva de prognóstico, aliada à previsão da qualidade do ar já operacional no nosso país [Monteiro *et al.*, 2005b], pode ser um instrumento particularmente útil e importante para as Direcções Regionais de Saúde no sentido de prevenção da população contra os efeitos adversos da poluição atmosférica na saúde humana.

No entanto, e tendo demonstrado este trabalho o interesse dos modelos de qualidade do ar para a estimativa das concentrações ambientais dos poluentes para os quais se pretende calcular a exposição humana, será vantajoso que os modelos de exposição acompanhem o desenvolvimento e a melhoria de desempenho dos modelos eulerianos “offline”, e que cada vez mais não só estes mas também a nova geração de sistemas de modelos “online” sejam testados, validados e aplicados em estudos epidemiológicos.

De forma a melhorar o desempenho dos modelos de exposição, seria proveitoso, no futuro, investir tempo, recursos e dinheiro na recolha de dados que permitam por um lado refinar a modelação da exposição e por outro validar os resultados da simulação. As campanhas experimentais de medição directa da exposição em amostras da população criteriosamente seleccionadas constituem não só um meio de avaliação da exposição e saúde da população alvo como também a base para a validação. A realização de inquéritos à população, numa base espacial regional, e por subgrupos diferenciados seria também um factor a ter em conta na continuidade da investigação nesta área em Portugal, dado que a ausência de informação mais detalhada de perfis diários de actividade-tempo da população para a região do Porto constituiu uma limitação no cálculo da exposição total para essa região.

O trabalho desenvolvido nesta tese abrange uma parte da cadeia de eventos que faz a ligação Ambiente-Saúde pois não vai além da exposição. Para avaliar o impacte efectivo

das emissões de poluentes atmosféricos na saúde humana é imprescindível a componente médica, o cálculo da dose de poluente que atinge o organismo humano e em que condições provoca doença. A informatização, ao nível regional e nacional, da informação relativa à afluência às urgências (hospitais e centros de saúde), diagnósticos realizados, internamentos, por patologia seria uma mais valia e um contributo valioso para o melhor conhecimento dos efeitos agudos e crónicos da poluição atmosférica na saúde humana.

Ambientalistas, epidemiologistas e médicos devem reunir esforços e trabalhar em conjunto para estudar, analisar e clarificar as relações Qualidade do Ar – Saúde, com vista à protecção do recurso ar e da saúde humana.

Referências Bibliográficas

- AEA - Europe's environment: the third assessment (Estado do ambiente na Europa: terceira avaliação). Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias, ISBN 92-9167-577-1 AEA, Copenhaga, 2003.
- AEA - Sinais Ambientais 2004. Agência Europeia do Ambiente. Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias. ISBN 92-9167-673-X. AEA, Copenhaga, 2004.
- Alley, E.R. [et al.] - Air Quality Control Handbook. ISBN 0-07-001411-6, McGrawHill, 1998.
- Almeida S.M. - Composição e Origem do Aerossol Atmosférico em Zona Urbano-Industrial. Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro. Aveiro, Portugal, Março 2004. Tese apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do Grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente.
- Almeida, S.M.; Pio, C.; Freitas, M.C.; Reis, M.A.; Trancoso, M.A. - Source apportionment of fine and coarse particulate matter in a sub-urban area at the Western European Coast. *Atmospheric Environment* 39 (2005) p.3127-3138.
- Alves, C.A.; Ferraz, C.A. - Effects of air pollution on emergency admissions for chronic obstructive pulmonary diseases in Oporto, Portugal. *International Journal of Environment and Pollution*, 23 (1) (2005) p.42-64.
- Andreani-Aksoyoglu, S.; Keller, J.; Prévôt, A.S.H.; Dommen, J. - Modelling of particulate air pollution in Northern Italy. In *26th Int. Tech. Meeting of NATO-CCMS on "Air Pollution Modelling and its Application"*, Istanbul, Turkey, 26-30 May 2003 - Air Pollution Modelling and its Application XVI, Eds Carlos Borrego and Selahattin Incecik, Kluwer Academic/ Plenum Publishers, New York, p. 47-55.

- Atkinson, R.W.; Anderson, H.R.; Sunyer, J. *et al.* - Acute Effects of Particulate Air Pollution on Respiratory Admissions Results from APHEA 2 Project. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 164 (10) (2001) p.1860-1866.
- ATS (American Thoracic Society) - What constitutes an adverse health effect of air pollution? *American journal of respiratory and critical care medicine*, 161 (2000) p. 665-673.
- Baek, S.; Kim, Y.; Perry, R. - Indoor air quality in homes, offices and restaurants in Korean urban area – indoor/outdoor relationships, *Atmospheric Environment*, 31 (4) (1997), p. 529-544.
- Barros, N. - Poluição atmosférica por foto-oxidantes: o ozono troposférico na região de Lisboa. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, 1999. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente.
- Barros, N.; Brás, C.; Fontes, T. - IMPACTAIR: Impacte na qualidade do ar e na saúde, das grandes linhas de tráfego urbano, o caso da VCI. *8ª Conferência Nacional de Ambiente*, UNL, Lisboa, 27-29 Outubro 2004.
- Barry, R.G.; Choley, R.J. - Atmosphere, weather and climate. 7th Edition. London: Routledge Editors, 1998.
- BEST (Board on Environmental Studies and Toxicology) - Science and Judgment in Risk Assessment. National Academy of Sciences, 1994.
- Borrego, C.; Coutinho, M.; Lemos, S.; Miranda, A.I.; Carvalho, A.C.; Lopes, M.; Ferreira, J. - Application of the new EU air quality directive to an environmental impact assessment study. 6th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, 11-14 October 1999, Coria, Rouen, France (10 p.).
- Borrego, C.; Barros, N.; Tchepel, O. - An assessment of modelling ozone control abatement strategies in Portugal: the Lisbon urban area. *24th (Millennium) Int. Tech. Meeting of NATO/CCMS on "Air Pollution Modelling and its Application"*. 15-19 May 2000a, Boulder, Colorado, USA (10 pág).
- Borrego, C.; Coutinho, M.; Barros, N.; Martins, J.M.; Lopes, M.; Mesquita, A.P.; Ferreira, J.; Rodrigues, R. - Documentos Base sobre a Estratégia de Prevenção da Poluição Atmosférica. Instituto do Ambiente e Desenvolvimento (IDAD), Aveiro, Portugal: 2000b. REL 35.00-99/26.
- Borrego, C.; Miranda, A.I.; Coutinho, M.; Lopes, M.; Ferreira, J.; Rodrigues, R. - Revisão da Legislação Nacional de Emissões de Poluentes Atmosféricos. Relatório Final, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal: Agosto 2003a. AMB-QA-07/03. Estudo Realizado no âmbito do protocolo de colaboração com o Instituto do Ambiente.

- Borrego, C.; Miranda, A.I.; Monteiro, A.; Coutinho, M.; Ribeiro, C. - Previsão e avaliação da qualidade do ar em Portugal - A Modelação da qualidade do ar à escala de Portugal Continental. Relatório R3, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal: Abril 2003b. AMB-QA-06/03.
- Borrego, C.; Monteiro, A.; Ferreira, J.; Miranda, A.I.; Costa, A.M.; Sousa, M. - Modelling uncertainty estimation procedures for air quality assessment. In *3rd International Symposium on Air Quality Management at Urban, Regional and Global Scales (AQM)*, 26-30 September 2005a; Istanbul, Turkey.
- Borrego, C.; Miranda, A.I.; Martins, H.; Valente, J. - Evaluation and Application of the Smoke Dispersion Systems. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro: 2005b, AMB-QA-05/2005. Deliverable D262 of SPREAD Project (EVG1-CT-2001-00043).
- Borrego, C.; Miranda, A.I.; Salmim, L.; Monteiro, A.; Ferreira, J.; Coutinho, M.; Pereira, M.; Ribeiro, C. - Estado da qualidade do ar na região norte. Relatório R1, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal: Janeiro 2005c. AMB-QA-09/04. Estudo Realizado no âmbito do protocolo de colaboração com a CCDR-Norte.
- Borrego, C.; Miranda, A.I.; Salmim, L.; Monteiro, A.; Ferreira, J.; Martins, H.; Coutinho, M.; Pereira, M.; Ribeiro, C. - Elaboração de Planos e Programas de Acção para a melhoria da qualidade do ar na região Norte. Relatório R3, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal: Julho 2005d. AMB-QA-10/2005. Estudo Realizado no âmbito do protocolo de colaboração com a CCDR-Norte.
- Borrego, C.; Miranda, A.; Ferreira, J.; Valente, J.; Martins, H. - Report on the Effects of Smoke from Forest Fires on Health. Department of Environment and Planning, University of Aveiro: 2005e, AMB-QA-08/2005. Deliverable D263 of SPREAD Project (EVG1-CT-2001-00043).
- Borrego, C.; Miranda, A.I.; Costa, A.M.; Monteiro, A.; Martins, H.; Ferreira, J.; Carvalho, A.C.; Tchepel, O. - Air4EU - M2: Uncertainties of Models & Monitoring. Final Report, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal: 2006a. AMB-QA-12/2006. Milestone Report M2 of Air4EU Project (SSPI-CT-2003-503596).
- Borrego, C.; Tchepel, O.; Costa, A.M.; Martins, H.; Ferreira, J. - Traffic-related particulate air pollution exposure in urban areas. *Atmospheric Environment*, 40 (2006b) p.7205-7214.
- Borrego, C.; Miranda, A.I.; Martins, H.; Ferreira, J. - Elaboração de Planos e Programas de Acção para a melhoria da qualidade do ar na região Norte. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal: Março 2006c. AMB-QA-03/2006. Estudo Realizado no âmbito do protocolo de colaboração com a CCDR-Norte.

- Borrego, C. *et al.* – Projecto Saudar “A Saúde e o Ar que Respiramos”. Relatório de Actividades do 3ºano. Universidade de Aveiro, Fevereiro 2007a. AMB-QA-04/2007.
- Borrego, C.; Miranda, A.I.; Ferreira, J.; Santos, J.; Martins, H.; Monteiro, A.; Valente, J.; Lopes, M.; Costa, A.M.; Santos, P.; Tavares, R. - PAREXPO Project Particulate Matter in Ambient Air and Human Exposure. Relatório de Progresso do 2º ano de actividades. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal: Janeiro 2007b. AMB-QA-03/2007.
- Borrego, C.; Monteiro, A.; Ferreira, J.; Miranda, A.I.; Costa, A.M.; Carvalho, A.C.; Lopes, M. - Procedures for estimation of modelling uncertainty in air quality assessment. 2007c– submetido à Environmental International.
- Brasseur, Guy P.; Orlando; John J.; Tyndall, Geoffrey S. - Atmospheric Chemistry and Global Change. ISBN: 0-19-510521-4. Oxford University Press, Inc. 1999.
- Burke, J.; Zufall, M.; Ozkaynak, H. - A population exposure model for particulate matter: case study results for PM_{2.5} in Philadelphia, PA. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 11 (2001) p. 470-489.
- CAFE Working Group on Particulate Matter - Second Position Paper on Particulate Matter. Final Draft. 2004.
- Carter, W.P.L. Condensed Atmospheric Photooxidation Mechanisms for Isoprene. *Atmospheric Environment*, 30 (1996) p.4275-4290.
- Carter, W.P.L. - Programs and Files Implementing the SAPRC-99 Mechanism and its Associates Emissions Processing Procedures for Models-3 and Other Regional Models. January 31, 2000. <http://pah.cert.ucr.edu/carter/SAPRC99.htm>.
- Carvalho, A.; Ferreira, J.; Arreola, J.L.; Carvalho, A.C.; Miranda, A.I.; Alonso, S.; Borrego, C. - Sensitivity tests of MM5 modelling system over a coastal region in Portugal. In *Air Pollution 2002*, 1–2 July 2002, Segovia, Spain. – Air Pollution X, eds C. A. Brebbia & J.F. Martin-Duq, WITpress Nottingham, p. 503-512.
- Carvalho, A.C. - A qualidade do ar e as alterações climáticas em Portugal. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal. Fevereiro 2006. Tese apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do Grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente.
- CE (Comissão Europeia), Direcção Geral do Ambiente - Discussion Paper on Future Development of Air Quality Policy in the European Union, Bruxelas, 1998.
- CE (Comissão Europeia), Direcção Geral do Ambiente - Guidance on the Annexes to Decision 97/101/EC on Exchange of Information as revised by Decision 2001/752/EC for the European Commission, DG Environment, 2002.

- CE (Comissão Europeia) - Forest Fires in Europe – 2003 Fire Campaign, Schmuck, Miguel-Ayanz, Barbosa, Camia, Kucera & Liberta (Ed), Official Publication of the European Communities, SPI.04.124 EN, 2004.
- Chang, J. C.; Hanna, S.R. - Air quality model performance evaluation. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 87 (2004) p. 167-196.
- Chau, C.K.; Tu, E.Y.; Chan, D.W.T.; Burnett, J. - Estimating the total exposure to air pollutants for different population age groups in Hong Kong. *Environment International*, 27 (2002) pp 617-630.
- Coutinho, M.; Ferreira J.; Borrego, C. - Legislação Portuguesa de Emissões e comparação com Legislações nacionais de outros países. In *7ª Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente*, 18-20 de Abril 2001, Aveiro, Portugal – Actas VII Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente: Eds. T. Andresen, C. Coelho, L. Arroja e A.I. Miranda, Aveiro, 2001, p.301-303.
- Coutinho, M.; Rodrigues, R.; Ferreira, J.; Lopes, M.; Borrego, C. - Comparison of European National Legislations Efficiency on the Reduction of Air Pollutant Emissions, *Journal of the Air and Waste Management Association*. 56 (2) (2006), p.317-321.
- COST Action 728 - Enhancing Mesoscale Meteorological Modelling Capabilities for Air Pollution and Dispersion Applications. Memorandum of Understanding. 2005.
- Cuvelier, C.; Thunis, P.; Vautard, R.; Amann, M.; Bessagnet, B.; Bedogni, M.; Berkowicz, R.; Brocheton, F.; Builtjes, P.; Denby, B.; Douros, G.; Graf, A.; Hellmuth, O.; Honore, C.; Jonson, J.; Kerschbaumer, A.; de Leeuw, F.; Moussiopoulos, N.; Philippe, C.; Pirovano, G.; Rouil, L.; Schaap, M.; Stern, R.; Tarrason, L.; Vignati, E.; Volta, L.; White, L.; Wind, P.; Zuber, A. - CityDelta: a model intercomparison study to explore the impact of emission reductions in European cities in 2010. *Atmospheric Environment*, 41 (2007) p.189-207.
- Derwent, R.G. – Atmospheric Chemistry. In Holgate, S., Samet, J., Koren, H., Maynard, R. – *Air Pollution and Health*. Londres: Academic Press, 1999, p.51-62.
- DGF (Direcção Geral de Florestas) – Divisão de Protecção e Conservação Florestal. Incêndios Florestais 2001. Relatório Provisório, 2002a.
- DGF (Direcção Geral de Florestas) – Divisão de Protecção e Conservação Florestal. Incêndios Florestais 2002. Relatório Provisório, 2002b.
- DGF (Direcção Geral de Florestas) – Divisão de Protecção e Conservação Florestal. Incêndios Florestais 2003. Relatório Provisório, Outubro 2003.
- DGF (Direcção Geral de Florestas) – Divisão de Protecção e Conservação Florestal. Incêndios Florestais 2004. Relatório Provisório, 2004.

- Dockery, D.W., Spengler, J.D. - Indoor-outdoor relationships of respirable sulfates and particles, *Atmospheric Environment*, 15 (1981) 335-343.
- Dockery, D.W.; Pope, C.A.; Xu, X.; Spengler, J.D.; Ware, J.H.; Fay, M.E.; Ferris, B.G.; Speizer, F.E. - An association between air pollution and mortality in six U.S. Cities. *New England Journal of Medicine*, 329 (24) (1993) p. 1753-1759.
- Duan, N. - Models for human exposure to air pollution. *Environmental International*, 8 (1982) p.305-309.
- Dudhia, J. - A nonhydrostatic version of the Penn State/NCAR mesoscale model: Validation tests and simulation of an Atlantic cyclone and cold front. American Meteorological Society - *Monthly Weather Review* 121 (1993) p. 1493-1513.
- Dudhia, J.; Gill, D.; Manning, K.; Wang, W.; Bruyere, C. - PSU/NCAR Mesoscale Modelling System Tutorial Class Notes and Users' Guide (MM5 Modelling System Version 3) (updated for MM5 Modelling System Version 3.7 - Released January 2005).
- ENVIRON - CAMx v4.20 User's Guide. ENVIRON International Corporation, Novato, California, EUA. Junho 2005.
- Ferraz, M.C.A., Ferraz, M.C.O., Ferraz, J.M.; Fonseca, P.I. - Air pollution and lung diseases in Oporto area. *Environment Monitoring Assessment*, 11 (1988) p.183-192.
- Ferreira J.; Salmim, L.; Monteiro, A.; Miranda, A.I.; Borrego, C. - Avaliação de episódios de ozono em Portugal através da modelação fotoquímica. In *8ª Conferência Nacional de Ambiente*, 27-29 de Outubro 2004, Lisboa, Portugal - Actas da 8ª Conferência Nacional de Ambiente: Lisboa, p. 383-384. Artigo publicado em CD-Rom.
- Ferreira, F.; Tente, H.; Nogueira, L.; Santos, C.S. - Diagnóstico e efeitos na saúde das partículas inaláveis na cidade de Lisboa. In *9ª Conferência Nacional de Ambiente*, 18-20 Abril 2007, Aveiro, Portugal - Actas da 9ª Conferência Nacional de Ambiente: Aveiro, p. 786-792.
- Ferreira, J.; Carvalho, A.; Carvalho, A.C., Monteiro, A.; Martins, H.; Miranda, A.I.; Borrego, C. - Chemical Mechanisms in two photochemical modelling systems: a comparison procedure. In *26th Int. Tech. Meeting of NATO-CCMS on "Air Pollution Modelling and its Application"*, Istanbul, Turkey, 26-30 May 2003 - Air Pollution Modelling and its Application XVI, Eds Carlos Borrego and Selahattin Incecik, Kluwer Academic/ Plenum Publishers, New York, p. 87-96.
- Flassak, T.; Moussiopoulos, N. - Application of an efficient non-hydrostatic mesoscale model. *Boundary Layer Meteorology*, 41 (1987) p.135- 147.
- Gery, M.W.; Whitten, G.Z.; Killus, J.P.; Dodge, M.C. - A Photochemical Kinetics Mechanism for Urban and Regional Scale Computer Modeling. *Journal of Geophysical Research*, 94 (1989) p.925-956.

- González, S. R. - Sources and processes affecting levels and composition of atmospheric particulate matter in the Western Mediterranean. Institute of Earth Sciences "Jaume Almera" – CSIC, October 2002. Submitted for the degree of Doctor of Philosophy at the Polytechnic University of Catalonia.
- Grell, G.A.; Dudhia, J.; Stauffer, D.R. - A description of the fifth-generation Penn State/NCAR mesoscale model (MM5). NCAR/TN-398_STR, Penn State/NCAR. 1994.
- Griffies, S. M.; Böning, C.; Bryan, F. O.; Chassignet, E. P.; Gerdes, R.; Hasumi, H.; Hirst, A.; Treguier, A.M.; Webb, D.. Developments in ocean climate modeling. *Ocean Modelling*, 2 (2000) p. 123-192.
- Gulliver, J.; Briggs, D.J. - Personal exposure to particulate air pollution in transport microenvironments, *Atmospheric Environment*, 38 (2004) p. 1-8.
- Hamonou, E.; Chazette, P.; Balis, D.; Dulac, F.; Schneider, X.; Galani, E.; Ancellet, G.; Papayannis, A. - Characterization of the vertical structure of Saharan dust export to the Mediterranean basin. *Journal of Geophysical Research*, 104 (1999) p.22257-22270.
- Hanna, S.R.; Chang, J.C.; Strimaitis, D.G. - Hazardous gas model evaluation with field observations. *Atmospheric Environment*, 27A (1993) p. 2265-2285.
- Hänninen, O.; Karppinen, A.; Valkama, I.; Kauhaniemi, M.; Kukkonen, J.; Kousa, A.; Aarnio, P.; Sokhi, R.; Skouloudis, A.; Jantunen, M. - Recommendations and best practices for population exposure assessment in the context of air quality modelling. FUMAPEX Project Deliverable D7.4, October 2005.
- Hass, H.; van Loon, M.; Kessler, C.; Stern, R.; Matthijsen, J.; Sauter, F.; Zlatev, Z.; Langner, J.; Foltescu, V.; Schaap, M. - Aerosol Modelling: Results and Intercomparison from European Regional-scale Modelling Systems, Special Rep. EUROTRAC-2 ISS, Garmisch Partenkirchen, Germany. 2003.
- Hertel, O.; De Leeuw, F.; Raaschou-Nielsen, O.; Jensen, S.; Gee, D.; Herbarth, O.; Pryor, S.; Palmgren, F.; Olsen, E. - Human exposure to outdoor air pollution - IUPAC Technical Report, *Pure Applied Chemistry*, 73 (6) (2001) p. 933-958.
- Hoinka, K.P.; de Castro, M. - The Iberian Peninsula Thermal Low. *Q.J.R. Meteorological Society*, 129 (2003) p.1491-1511.
- Holloway, T.; Kinney, P.L.; Sauthoff, A. - Application of air quality models to public health analysis. *Energy for Sustainable Development IX (3)* (2005) p.49-57.
- Ichikawa, Y.; Sada, K., - An atmospheric dispersion model for the environment impact assessment of thermal power plants in Japan – a method for evaluating topographical effects. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 52 (2002) p.313-323.

- IA (Instituto do Ambiente) - Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990-2003. 2005. Disponível em: www.iambiente.pt.
- INE – Inquérito à Ocupação do Tempo. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa. 1999.
- INE – Recenseamento da população e da habitação (Norte) – Censos 2001. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa. 2002a.
- INE – Inquérito à mobilidade da população residente: 2000. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa. 2002b.
- INE – Movimentos pendulares e organização do território metropolitano – Área Metropolitana de Lisboa e Área Metropolitana do Porto: 1991/2001. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa. 2003.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety) – Human Exposure Assessment. United Nations Environment Programme (UNEP), International Labour Organization (ILO) and World Health Organization (WHO). WHO: Geneva, 2000. ISBN 92 4 157214 0. Report produced within the framework of the Inter-Organization Program for the Sound Management of Chemicals (<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc214.htm>).
- IPCS - IPCS glossary of key exposure assessment terminology. World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Harmonization Project Document No. 1), Geneva, 2004.
- IPCS – Principles of characterizing and applying human exposure models. World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Harmonization Project Document No. 3), Geneva, 2005.
- Jantunen, M.J.; Hänninen, O.; Katsouyanni, K.; Knoppel, H.; Kuenzli, N.; Lebre, E.; Maroni, M.; Saarela, K.; Sram, R.; Zmirou, D. - Air pollution exposure in European cities: the “EXPOLIS” study. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 8 (4) 1998 p.495–518.
- Jerrett, M.; Arain, A.; Kanaroglou, P.; Beckerman, B.; Potoglou, D.; Sahuvaroglu, T.; Morrison, J.; Giovis, C. - A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 15 (2005) p.185–204.
- Jiménez, P.; Jorba, O.; Parra, R.; Baldasano, J.M. - Evaluation of MM5-EMICAT2000-CMAQ performance and sensitivity in complex terrain: High-resolution application to the northeastern Iberian Peninsula. *Atmospheric Environment*, 40 (2006) p.5056–5072.
- Jiménez, P.; Parra, R.; Baldasano, J.M. - Control of Ozone Precursors in a Complex Industrial Terrain by Using Multiscale-Nested Air Quality Models with Fine Spatial

- Resolution (1 km²). *Journal of the Air & Waste Management Association*, 55 (8) (2005) p.1085–1099.
- Katsouyanni, K.; Zmirou, D.; Spix, C.; Sunyer, J.; Schouten, J.P.; Ponka, A.; Anderson, H.R.; Le Moullec, Y.; Wojtyniak, B.; Vigotti, M.A. *et al.* - Short term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiological time-series data. The APHEA project: background, objectives, design. *European Respiratory Journal*, 8 (1995) p.1030–1038.
- Keyser, D.; Anthes, R.A. - The applicability of a mixed-layer model of the planetary boundary layer to real-data forecasting. *Monthly Weather Review*, 105 (1977) p. 1351-1371.
- Kruize, H.; Hänninen, O.; Breugelmans, O., Lebret, E.; Jantunen, M. - Description and demonstration of the EXPOLIS simulation model: two examples of modelling population exposure to particulate matter. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 13 (2) (2003), p.87–99.
- Kuhns, H.; Etyemezian, V; Green, M.; Hendrickson, K.; McGown, M.; Bartin, K.; Pitchford, M. - Vehicle-based road dust emission measurement – Part II: Effect of precipitation, wintertime road sanding, and street sweepers on inferred PM₁₀ emission potentials from paved and unpaved roads. *Atmospheric Environment*, 37 (2003) p.4573-4582, 2003.
- Lee, K.; Vallarino, J.; Dumyahn, T.; Özkaynak, H.; Spengler, J. - Ozone decay rates in residences. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 49 (10) (1999) p.1238-1244.
- Levy, J.I. - Impact of residential nitrogen dioxide exposure on personal exposure: an international study. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 48 (6) (1998) p.553–560.
- Liang, J.; Martien, P.T.; Tanrikulu, S. - A photochemical model comparison study: CAMx and CMAQ performance in central California. In: Proceedings of the 13th Conference on the Applications of Air Pollution Meteorology with the Air and Waste Management Association, San Diego, CA, 2005.
- Liu, D.H.F.; Lipták, B.G. - Air Pollution. ISBN 1-56670-518-4. Lewis Publishers. 1999.
- MANZ (Ministério do Ambiente da Nova Zelândia) – Good Practice Guide for Atmospheric Dispersion Modelling, Published by the Ministry of the Environment Manatū Mō Te Taiao, Wellington, Nova Zelândia, Junho 2004 (<http://www.mfe.govt.nz/publications/air/atmospheric-dispersion-modelling-jun04/>).
- MAOTDR / IA - Estratégia Temática sobre Poluição Atmosférica. Março 2006.
- Martins J.M.; Borrego C. - Describing the dispersion of pollutants near buildings under low wind speed conditions: real scale and numerical results. *Envirosoft 98 – Development*

- and application of computer techniques to environmental studies*, WIT, Las Vegas, 1998. p. 149-158.
- Martins, H.; Carvalho, A.; Miranda, A.I.; Salmim, L.; Sousa, M. - Incêndios florestais periurbanos e qualidade do ar. In *8ª Conferência Nacional de Ambiente*, 27-29 Outubro 2004, Lisboa, Portugal – Actas da 8ª Conferência Nacional de Ambiente, p. 408-409. Artigo publicado em CD-Rom.
- Martins, H.; Ferreira, J.; Sousa, S.; Miranda, A.I.; Borrego, C. - Caracterização e avaliação de episódios de partículas no ar ambiente da aglomeração do Porto Litoral. In *9ª Conferência Nacional de Ambiente*, 18-20 de Abril 2007, Aveiro, Portugal – Actas da 9ª CNA Um futuro sustentável Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento: Dep de Ambiente, Univ. de Aveiro, p. 840-846 (vol 3) 2007.
- Martins, V. - Impacto dos Incêndios Florestais na Qualidade do Ar. Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro. Aveiro, 2007. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente.
- Mauzerall, D.L.; Sultan, B.; Kim, J.; Bradford, D. - NO_x emissions: variability in ozone production, resulting health damages and economic costs. *Atmospheric Environment*, 39 (2005) p.2851-2866.
- Miranda, A.I.; Martins, H.; Monteiro, A.; Ferreira, J.; Carvalho, A.C.; Borrego, C. - Evaluation of two mesoscale modeling systems using different chemical mechanisms. In *Urban Environment*, Norfolk, Virginia, USA, 19–24 May 2002 – Proceedings of 4th Symposium on the Urban Environment, Joint Session, eds. American Meteorological Society, Boston, USA, p. J77 – J78.
- Miranda, A.I.; Valente, J.; Amorim, J.H.; Santos, P.; Ferreira, J.; Borrego, C. – Medição de poluentes atmosféricos resultantes de fogos experimentais em ensaios de campo. In *8ª Conferência Nacional de Ambiente*, 27-29 de Outubro 2004, Lisboa, Portugal – Actas da 8ª Conferência Nacional de Ambiente: Lisboa, p. 379-381. Artigo publicado em CD-Rom.
- Miranda, A.I. - An integrated numerical system to estimate air quality effects of forest fires. *International Journal of Wildland Fire*, 10 (2004) p.217-226.
- Miranda, A.I.; Ferreira, J.; Valente, J.; Santos, P.; Amorim, J.H.; Borrego, C. - Smoke measurements during Gestosa-2002 experimental field fires. *International Journal of Wildland Fire*, 14(1) (2005) p.107–116.
- Monn, C. - Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. *Atmospheric Environment*, 35 (2001) p. 1-32.

- Monteiro, A. - Poluição atmosférica na região de Aveiro: modelação de mesoscala e sua validação. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal. 2003. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Mestre em Poluição Atmosférica.
- Monteiro, A., Vautard, R., Borrego, C.; Miranda, A.I. - Long-term simulations of photo oxidant pollution over Portugal using the CHIMERE model. *Atmospheric Environment*, 39 (2005a) p. 3089-3101.
- Monteiro, A.; Vautard, R.; Lopes, M.; Miranda, A.I.; Borrego, C. - Air Pollution Forecast in Portugal: a demand from the new Air Quality Framework Directive. *International Journal of Environment and Pollution*, 25 (2) (2005b) pp 4-15.
- Monteiro, A.; Borrego, C.; Miranda, A.I.; Gois, V.; Torres, P.; Perez, A.T. - Can air quality modelling improve emission inventories? In *Urban Air Quality*, Cyprus, 26-30 March 2007a - Proceedings of the 6th International Conference on Urban Air Quality, Limassol, Cyprus, p.13-14.
- Monteiro, A.; Miranda A. I.; Borrego, C.; Vautard; R.; Ferreira, J.; Perez, A. T. - Long-term assessment of particulate matter using CHIMERE model. - aceite para publicação na *Atmospheric Environment*, 2007b.
- Morris, R.; Emery, C.; Tai, E. - Sensitivity analysis and intercomparison of the models-3/CMAQ and CAMx models for the July 1995 NARSTO-northeast episode. In *Proceedings of the 96th Annual Conference and Exhibition of the Air and Waste Management Association*, San Diego, CA. 2003.
- Morris, R.; Koo, B.; Yarwood, G. - Evaluation of Multisectional and Two-Section Particulate Matter Photochemical Grid Models in the Western United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 55 (2005) p.1683-1693.
- Nappo, C.J.; Essa, KSM, - Modelling dispersion from near-surface tracer releases at Cape Canaveral, FL. *Atmospheric Environment*, 35 (2001) p.3999-4010.
- NARSTO - Particulate Matter Assessment for Policy Makers: A NARSTO Assessment. P. McMurry, M. Shepherd, and J. Vickery, eds. Cambridge University Press, Cambridge, England. ISBN 0 52 184287 5, 2004.
- NRC - Human Exposure Assessment for Airborne Pollutants: Advances and Opportunities. Committee on Advances in Assessing Human Exposure to Airborne Pollutants, National Research Council. The National Academies Press, 1991.
- Olesen, HR. - Ten years of harmonization activities: past, present and future. Proceedings of the 7th Int. Conf. On Harmonization within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Belgirate, Italy, 2001.
- Oliveira, C.; Santos, P.; Nunes, T.; Pio, C.; Caseiro, A.; Wahlin, P. - Contribuição das emissões rodoviárias na qualidade do ar da cidade do Porto. In *8ª Conferência*

- Nacional de Ambiente*, 27-29 de Outubro 2004, Lisboa, Portugal – Actas da 8ª Conferência Nacional de Ambiente: Lisboa, p. 365-366. Artigo publicado em CD-Rom.
- OMS - Environment and health. The European Charter and commentary. Copenhaga, Organização Mundial de Saúde, Gabinete Regional para a Europa, Publicações Regionais da OMS, Série Europeia, nº 35, 1990.
- OMS - Monitoring Ambient Air Quality for Health Impact Assessment. Organização Mundial de Saúde, Gabinete Regional para a Europa, Publicações Regionais da OMS, Série Europeia, Nº 85. ISBN 92 890 1351 6. Copenhaga, 1999.
- OMS - Air Quality Guidelines for Europe. Second Edition. Organização Mundial de Saúde, Gabinete Regional para a Europa, Publicações Regionais da OMS, Série Europeia, Nº91. ISBN 92 890 1358 3. 2000.
- OMS - Quantification of the Health Effects of Exposure to Air Pollution. Report of a WHO Working Group. Bilthoven, Netherlands. November 2000. Organização Mundial de Saúde, Gabinete Regional para a Europa. Copenhaga, 2001. EUR/01/5026342.
- OMS - Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Report on a WHO Working Group. Bonn, Germany, 13–15 January 2003.
- OMS/UNEP/OMM - Health Guidelines for Vegetation Fire Events - Guideline Document. Eds. Schwela D., Goldammer J.G., Morawska L., Simpson O. United Nations Environment Programme, Nairobi, Organização Mundial de Saúde, Geneva, Organização Meteorológica Mundial, Geneva, Institute of Environmental Epidemiology, WHO Collaborating Centre for Environmental Epidemiology, Ministry of the Environment, Singapore, 1999.
- Ott, W.R. -Concepts of human exposure to air pollution. *Environmental International* 7 (1982) p.179-196.
- Pielke, R.A.; Cotton, W.R.; Walko, R.L.; Tremback, C.J.; Lyons, W.A.; Grasso, L.D.; Nicholls, M.E.; Moran, M.D.; Wesley, D.A.; Lee, T.J.; Copeland, J.H. - A comprehensive meteorological modelling system—rams. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 49 (1992) p.69–91.
- Poupard, O.; Blondeau, P.; Iordache, V.; Allard, F. – Statistical analysis of parameters influencing the relationship between outdoor and indoor air quality in schools, *Atmospheric Environment*, 39 (4) (2005) p. 2071-2080.
- Putaud, J-P. [et al.] - A European aerosol phenomenology—2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment* 38 (2004) p.2579–2595.
- Querol, X.; Alastuey, A.; Puigercus, J.A.; Mantilla, E.; Miros, J.V.; Lopez-Soler, A.; Plana, F.; Artinano, B. – Seasonal evolution of Suspended Particles Around a Large

- Coal-Fired Power Station: Particle Levels and Sources. *Atmospheric Environment*, 32 (11) (1998) p.1963-1978.
- Querol, X.; Alastuey, A.; Rodriguez, S.; Viana, M.; Artiñano, B.; Salvador, P.; Mantilla, E.; Garcia dos Santos, S.; Fernández Patier, R.; De La Rosa, J.; Sánchez de la Campa, A.; Menéndez, M.; Gill, J.J. - Levels of particulate matter in rural, urban and industrial sites in Spain. *Science of the Total Environment*, 334-335 (2004) p.359-376.
- Reid, N.; Misra, P.K.; Amann, M.; Hales, J. - Air Quality Modelling. NERAM/AIRNET Colloquium on Strategies for Clean Air and health, 5-7 Novembro, 2003. Draft Background paper for discussion.
- Rodrigues, R.; Coutinho, M.; Ferreira, J.; Borrego, C. - Revision of the Legislation of Atmospheric Pollutants Emissions in Portugal, In 6th *International Conference on Emissions Monitoring (CEM 2004)*, 9-11 June 2004, Milan, Italy (Proceedings in CD-Rom).
- Rodriguez, S.; Querol, X.; Alastuey, A.; Kallos, G.; Kakaliagou, O. - Saharan dust contributions to PM₁₀ and TSP levels in Southern and Eastern Spain. *Atmospheric Environment*, 35 (14) (2001) p. 2433-2447.
- Salmim, L. - Avaliação da Qualidade do Ar: aplicação a cenários de emissões. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro. 2005 Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Mestre em Poluição Atmosférica.
- Schmidt, H.; Derognat, C.; Vautard, R.; Beekmann, M. - A comparison of simulated and observed ozone mixing ratios for the summer of 1998 in Western Europe, *Atmospheric Environment*, 35 (2001) p.6277-6297.
- Schwartz, J. - Is the Association of Airborne particles with Daily Deaths Confounded by Gaseous Air Pollutants? An Approach to Control by Matching. *Environmental Health Perspectives*, 112 (5) (2004) p.557-561.
- Seinfeld J.H.; Pandis S.N. - Atmospheric chemistry and physics – From air pollution to climate change. ISBN 0-471-17816-0. John Wiley & Sons, inc. Wiley Interscience. 1998.
- Sexton K.; Ryan, P.B. - Assessment of Human Exposure to Air Pollution: Methods, Measurements and Models. Air Pollution, the Automobile and Public Health, A. Y. Watson, R. R. Bates, D. Kennedy (Eds.), p. 207-238, National Academic Press, Washington, DC. 1988.
- Sivertsen, B. - Air Quality and Human Health. Summary report from Euro-CASE workshops, Euro-CASE, 2000.

- Smith, K.R.; Corvalán, C. F.; Kjellström, T. - How much global ill health is attributable to environmental factors? *Journal of Epidemiology*, 10 (5) (1999) p. 573–584.
- Stern, A.C. - Air Pollution: The Effects of Air Pollution, Vol II. 3rd edition. United Kingdom: Academic Press, Inc. 1977.
- Stern, A.C. [et al.] - Fundamentals of Air Pollution. 2nd edition. ISBN 0-12-666580-X. Orlando, Florida: Academic Press, Inc. 1984.
- Tchepel, O., Barros, N., Borrego, C.; Nunes, T - Mapping anthropogenic and biogenic emissions data in Portugal. *IV Encontro de utilizadores de Sistemas de Informação Geográfica e I Congresso de Informação Geográfica*, Lisboa, Portugal, 1997.
- Tesche, T.W.; McNally, D.E.; Morris, R.E.; Emery, C. - Evaluation of CAMx and Models-3/CMAQ over the Lower Lake Michigan Region with inputs from the RAMS3c and MM5 Models. Coordinating Research Council. 2001.
- Tesche, T.W. Morris, R.; Tonnesenc, G. McNally, D.; Boyland, J.; Brewere, P. - CMAQ/CAMx annual 2002 performance evaluation over the eastern US. *Atmospheric Environment*, 40 (2006) p.4906–4919.
- Thunis P.; Rouil, L.; Cuvelier, C.; Bessagnet, B.; Builtjes, P.; Douros, J.; Kerschbaumer, A.; Pirovano, G.; Schaap, M.; Stern, R.; Tarrason, L. - Analysis of model responses to emission-reduction scenarios within the CityDelta project. *Atmospheric Environment*, 41 (2007) p.208–220.
- USEPA. User's Guide for the Urban Airshed Model-Volume I; User's Manual for UAM(CB-IV). U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-450/4-90-007a. 1990.
- USEPA - Evaluating Exposures to Toxic Air Pollutants: A Citizen's Guide, Março, 1991a.
- USEPA - Risk Assessment for Toxic Air Pollutants: A Citizen's Guide, Março, 1991b.
- USEPA - Guideline for regulatory application of the Urban Airshed Model. EPA-450/4-91-013; 1991c.
- USEPA - Air Quality Criteria for Particulate Matter, v.1, 1997.
- Valente J.; Miranda A.I.; Lopes A.G.; Borrego C.; Viegas D.X.; Lopes M. - Local-scale modelling system to simulate smoke dispersion. *International Journal of Wildland Fire* 16, 2 (2007) p. 196–203.
- Vautard, R.; Beekmann, M.; Roux, J.; Gombert D. - Validation of a deterministic forecasting system for the ozone concentrations over the Paris area. *Atmospheric Environment*, 35 (2001) p. 2449–2461.
- Vautard, R.; Thunis, P.; Cuvelier, C.; Rouil, L.; Bessagnet, B.; Stern, R.; Kerschbaumer, A.; Moussiopoulos, N.; Douros, J.; Tarrason, L.; Wind, P.; Builtjes, P.; Schaap, M., Bedogni, M.; Pirovano, G. - Evaluation and intercomparison of ozone and PM₁₀

- simulations by several chemistry-transport models over 4 European cities within the CityDelta project. *Atmospheric Environment*, 41 (2007) p.173-188.
- Viegas, D.X.- Gestosa News n. 1. Boletim com notícias e dados da Gestosa 2004. ADAI – Coimbra, Portugal. Ed. DX Viegas: 2004.
- Visschedijk, A.J.H.; Denier van der Gon, H.A.C. - Gridded European anthropogenic emission data for NO_x, SO_x, NMVOC, NH₃, CO, PPM₁₀, PPM_{2.5} and CH₄ for the year 2000, TNO-Report B&O-A R 2005/106. 2005.
- Wilson, J.G.; Zawar-Reza, P. - Intraurban-scale dispersion modelling of particulate matter concentrations: Applications for exposure estimates in cohort studies. *Atmospheric Environment*, 40 (2006) p.1053–1063.
- Wu, J.; Lurmann, F.; Winer, A.; Lu, R.; Turco, R.; Funk, T. - Development of an individual exposure model for application to the Southern California children's health study. *Atmospheric Environment*, 39 (2005) p. 259-273.
- Zhang, Y.; Pun, K.B.; Wu, S.-Y.; Vijayaraghavan, K.; Seigneur, C. - Application and evaluation of two air quality models for particulate matter for a southeastern US episode. *Journal of the Air and Waste Management Association* 54 (2004) p.1478–1493.
- Zlatev, Z.; Christensen, J.; Eliassen, A. - Studying high ozone concentrations by using the Danish Eulerian model. *Atmospheric Environment – Part. A General Topics* 27 A (6) (1993) p. 845-865.

Legislação Nacional e Comunitária

- COM(2001) 31 final, de 24 de Janeiro, Comunicação da Comissão Europeia ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões sobre o 6º Programa de Acção da Comunidade Europeia em matéria de ambiente "Ambiente 2010: o nosso futuro, a nossa escolha".
- COM(2001) 245 final, de 4 de Maio, Comunicação da Comissão Europeia. Programa Ar Limpo para a Europa (CAFE): Para uma Estratégia Temática em matéria de Qualidade do Ar.
- COM(2003) 338 final, de 11 de Junho, Comunicação da Comissão Europeia ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu. Uma estratégia europeia de ambiente e saúde
- COM(2004)60 final, de 11 de Fevereiro, Comunicação da Comissão Europeia ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões. Para uma Estratégia Temática sobre Ambiente Urbano.

- COM(2004)416 final, de 9 de Junho, Comunicação da Comissão ao Conselho, ao Parlamento Europeu e ao Comité Económico e Social Europeu - Plano de Acção Europeu "Ambiente e Saúde".
- COM(2005)446 final de 21 de Setembro, Comunicação da Comissão Europeia ao Conselho e ao Parlamento Europeu. Estratégia Temática sobre a Poluição Atmosférica.
- COM(2005)447 final de 21 de Setembro, Proposta de Directiva do Parlamento Europeu e do Conselho relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa.
- COM(2005)718 final de 11 de Janeiro de 2006. Comunicação da Comissão Europeia ao Conselho e ao Parlamento Europeu relativa a uma estratégia temática sobre ambiente urbano.
- Decreto-Lei n.º 352/90, de 9 de Novembro, Estabelece o regime de protecção e controlo da qualidade do ar.
- Decreto-Lei n.º 276/99, de 23 de Julho, transpõe para ordem jurídica nacional a Directiva n.º 96/62/CE, de 27 de Setembro, relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente.
- Decreto-Lei n.º 194/2000, de 21 de Agosto, transpõe para ordem jurídica interna a Directiva n.º 96/61/CE, do Conselho, de 24 de Setembro, relativa à prevenção e controlo integrados de poluição.
- Decreto-Lei n.º 242/2001, de 31 de Agosto, relativo á redução dos efeitos directos e indirectos das emissões de compostos orgânicos voláteis para o ar ambiente, resultantes da aplicação de solventes orgânicos em certas actividades e instalações, bem como dos riscos potenciais dessas emissões para a saúde humana e para o ambiente, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 1999/13/CE, de 11 de Março.
- Decreto-Lei n.º 111/2002, de 16 de Abril, estabelece os valores limite e os limiares de alerta para as concentrações de dióxido de enxofre, o dióxido de azoto e os óxidos de azoto, as partículas em suspensão, o chumbo, o benzeno e o monóxido de carbono no ar ambiente, bem como os métodos e critérios de avaliação das respectivas concentrações e normas sobre informação do público.
- Decreto-Lei n.º 178/2003, de 5 de Agosto, estabelece limitações às emissões para a atmosfera de certos poluentes provenientes de grandes instalações de combustão, transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 2001/80/CE, de 23 de Outubro.
- Decreto-Lei n.º 320/2003, de 20 de Dezembro, transpõe para a ordem jurídica interna a Directiva 2002/3/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, relativa ao ozono no ar ambiente.

Decreto-Lei n.º 78/2004, de 3 de Abril, estabelece o regime da prevenção e controlo das emissões de poluentes para a atmosfera.

Directiva 96/61/CE, do Conselho, de 24 de Setembro relativa à Prevenção e Controlo Integrados de Poluição.

Directiva 96/62/CE, do Conselho, de 27 de Setembro, Directiva-Quadro relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente.

Directiva 1999/13/CE, do Conselho, de 11 de Março, relativa à limitação das emissões de compostos orgânicos voláteis resultantes da utilização de solventes orgânicos em certas actividades e instalações.

Directiva 1999/30/CE, de 22 de Abril, relativa a valores-limite para o dióxido de enxofre, dióxido de azoto e óxidos de azoto, partículas em suspensão e chumbo no ar ambiente.

Directiva 2000/69/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de Novembro, relativa a valores-limite para o benzeno e monóxido de carbono no ar ambiente.

Directiva 2001/80/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, relativa à limitação das emissões para a atmosfera de certos poluentes provenientes de grandes instalações de combustão.

Directiva 2001/81/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, relativa ao estabelecimento de valores limite nacionais de emissão de determinados poluentes atmosféricos, designada por Tectos de Emissão Nacionais.

Directiva 2002/3/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de Fevereiro, relativa ao ozono no ar Ambiente.

Directiva 2004/107/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de Dezembro de 2004, relativa ao arsénio, ao cádmio, ao mercúrio, ao níquel e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente.

Lei n.º 11/87, de 7 de Abril, Lei de Bases do Ambiente.

Portaria nº 286/93, de 12 de Março, Fixa os valores limite e os valores guias no ambiente para o dióxido de enxofre, partículas em suspensão, dióxido de azoto e monóxido de carbono, o valor limite para o chumbo e os valores guias para o ozono.

Portaria nº 263/2005 de 17 de Março. Estipula as novas regras para o cálculo da altura das chaminés e define as situações em que devem ser realizados estudos de dispersão de poluentes.

Portaria nº 80/2006, de 23 de Janeiro. Fixa os limiares mássicos mínimos e os limiares mássicos máximos que definem as condições de monitorização das emissões de poluentes para a atmosfera.

Sítios na Internet

URL 1: <http://www.citidep.net/people/>

URL 2: United States Geological Survey: http://coastal.er.usgs.gov/african_dust

URL 3: EPA National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) - <http://www.epa.gov/air/criteria.html>

URL 4: Modelos da EPA (ISC, AERMOD, CALPUFF) - <http://www.weblakes.com/>

URL 5: Modelo AUSPLUME - <http://www.epa.vic.gov.au/air/epa/ausplume-pub391.asp>

URL 6: Modelo HYSPLIT - <http://www.arl.noaa.gov/ready/open/hysplit4.html>.

URL 7: Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Model - http://www.epa.gov/asmdnerl/CMAQ/cmaq_model.html

URL 8: Modelo CHIMERE - <http://euler.lmd.polytechnique.fr/chimere/>

URL 9: Modelo TAPM (The Air Pollution Model)- <http://www.cmar.csiro.au/research/tapm/>

URL 10: Modelos ALADIN/ AROME - <http://www.met.hu/en/hmshp.php>

URL 11: Modelo COSMO LM - <http://cosmo-model.cscs.ch/public/model.htm>

URL 12: Modelo Meteorológico MM5 (Mesoscale Model 5) – <http://www.mmm.ucar.edu/mm5/mm5-home.html>

URL 13: Modelo Meteorológico WRF (Weather Research & Forecasting Model) - <http://www.wrf-model.org/>

URL 14: Modelo Meso-NH - <http://mesonh.aero.obs-mip.fr/mesonh/>

URL 15: Modelo METRAS - <http://www.mi.uni-hamburg.de/Mesoscale-Model-METRAS.359.0.html>

URL 16: Modelo ARPS (Advanced Regional Prediction System) http://www.caps.ou.edu/ARPS/index_flash.html

URL 17: Base de dados globais FNL-NCEP – <http://huron.scd.ucar.edu/catalogs/>

URL 18: Base de dados globais ECMWF ERA40 - http://data.ecmwf.int/data/d/era40_daily/

URL 19: Modelo de Qualidade do Ar CAMx – Comprehensive Air Quality Modelling System - <http://www.camx.com/>

URL 20: Base de dados de coluna de ozono TOMS (Total Ozone Mapping Spectrometer) - <http://toms.gsfc.nasa.gov/ozone/ozone.html>

URL 21: Instituto do Ambiente - <http://www.iambiente.pt>

URL 22: Barcelona Supercomputing Center - <http://www.bsc.es/projects/earthscience/DREAM/>

URL 23: Índice de Aerossóis - Total Ozone Mapping Spectrometer - http://toms.gsfc.nasa.gov/aerosols/aerosols_v8.html

Anexos

- Anexo I - Evolução temporal para o ano de 2004 dos valores horários observados e simulados para a velocidade do vento e as componentes u e v, nas estações de Lisboa, Porto, Viseu e Viana do Castelo.
- Anexo II - Evolução temporal das concentrações médias diárias de PM_{10} e das concentrações máximas diárias de O_3 observadas e simuladas nas estações de Matosinhos, Odivelas, Centro de Laticínios, Coimbra, Perafita e Chamusca
- Anexo III - Evolução temporal das concentrações médias diárias de PM_{10} medidas nas estações de tráfego e de fundo da Aglomeração do Porto Litoral nos anos de 2001, 2002 e 2003.
- Anexo IV - Caracterização dos episódios de ultrapassagem ao VL diário de PM_{10} em 2001, 2002, 2003 e 2004

Anexo I – Resultados adicionais da simulação anual meteorológica

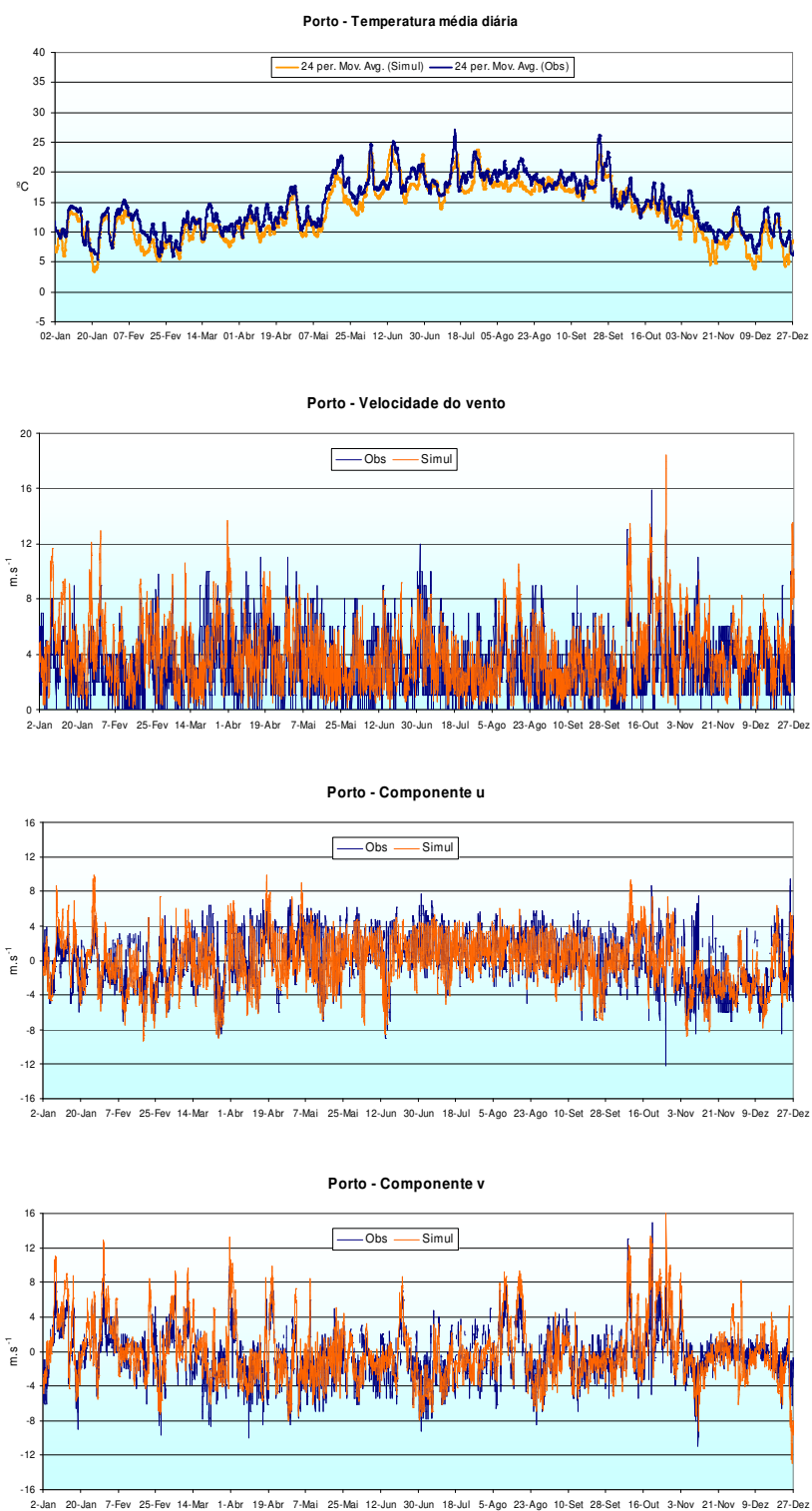


Figura A.1 – Evolução temporal dos parâmetros meteorológicos temperatura, velocidade do vento, componentes u e v medidas e simuladas para a estação do Porto no ano de 2004.

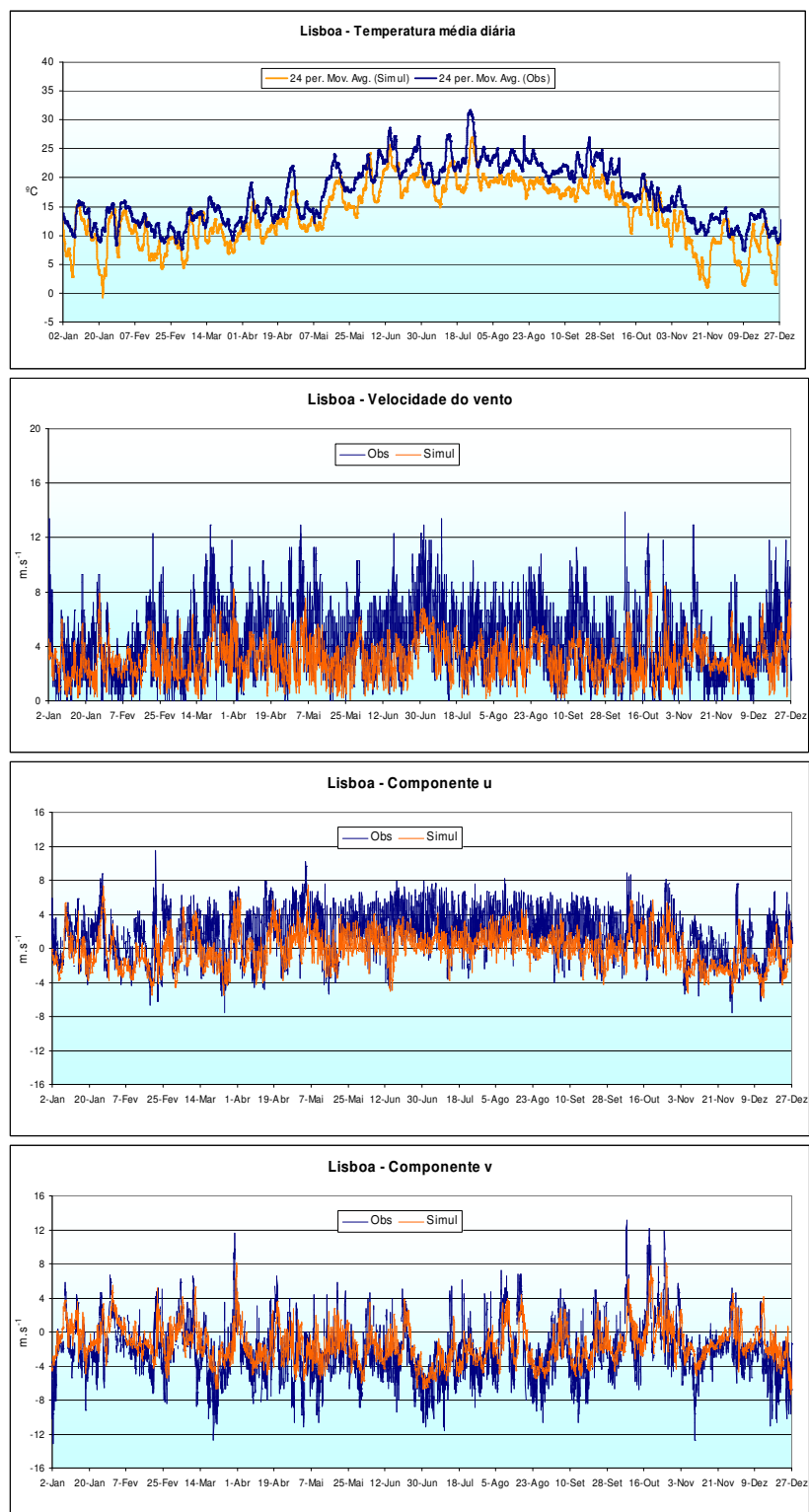


Figura A.2 – Evolução temporal dos parâmetros meteorológicos temperatura, velocidade do vento, componentes u e v medidas e simuladas para a estação de Lisboa no ano de 2004.

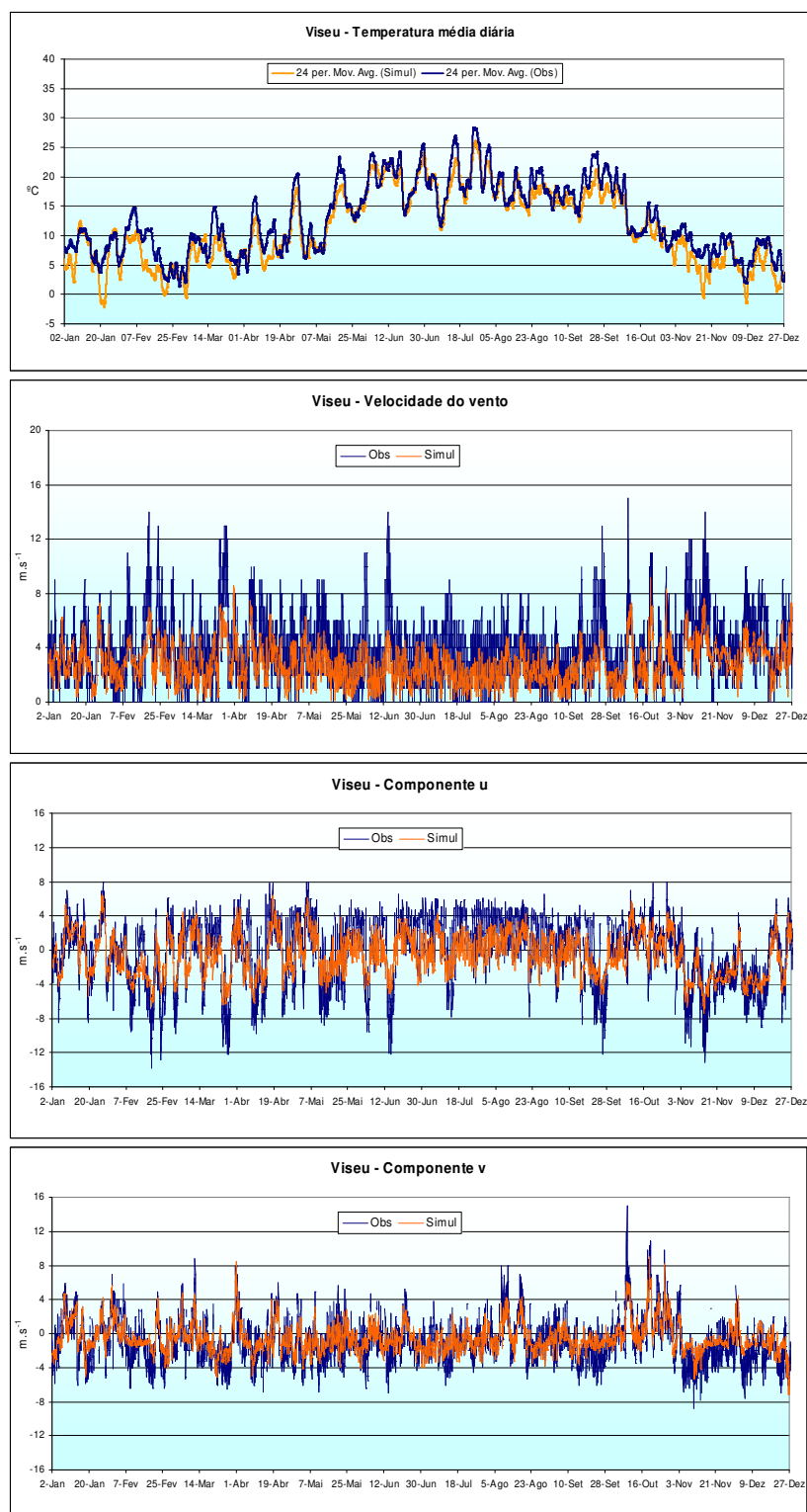


Figura A.3 – Evolução temporal dos parâmetros meteorológicos velocidade do vento, componentes u e v medidas e simuladas para a estação de Viseu no ano de 2004.

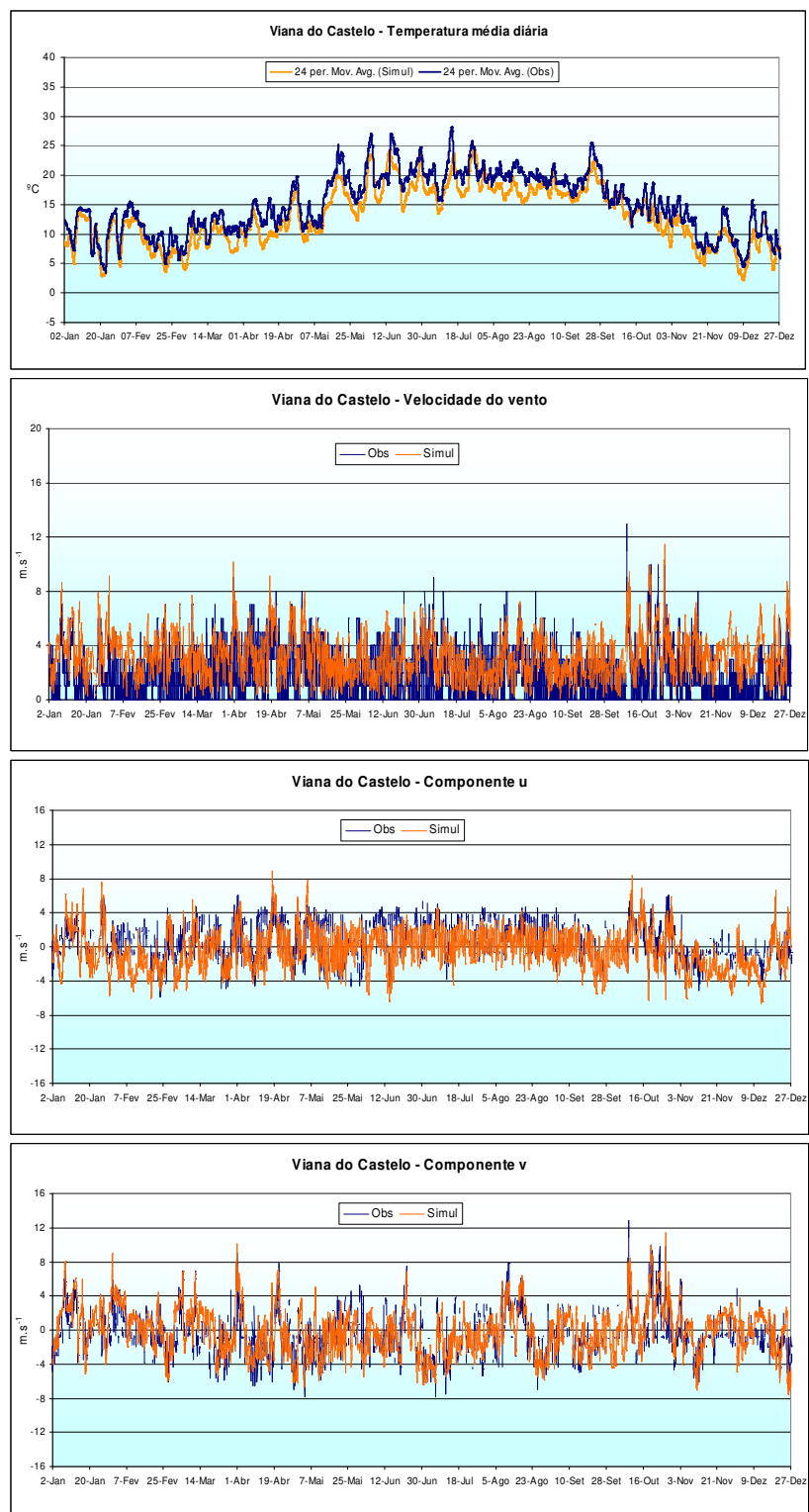


Figura A.4 – Evolução temporal dos parâmetros meteorológicos velocidade do vento, componentes u e v medidas e simuladas para a estação de Viana do Castelo no ano de 2004.

Anexo II – Resultados adicionais da simulação de qualidade do ar com o CAMx

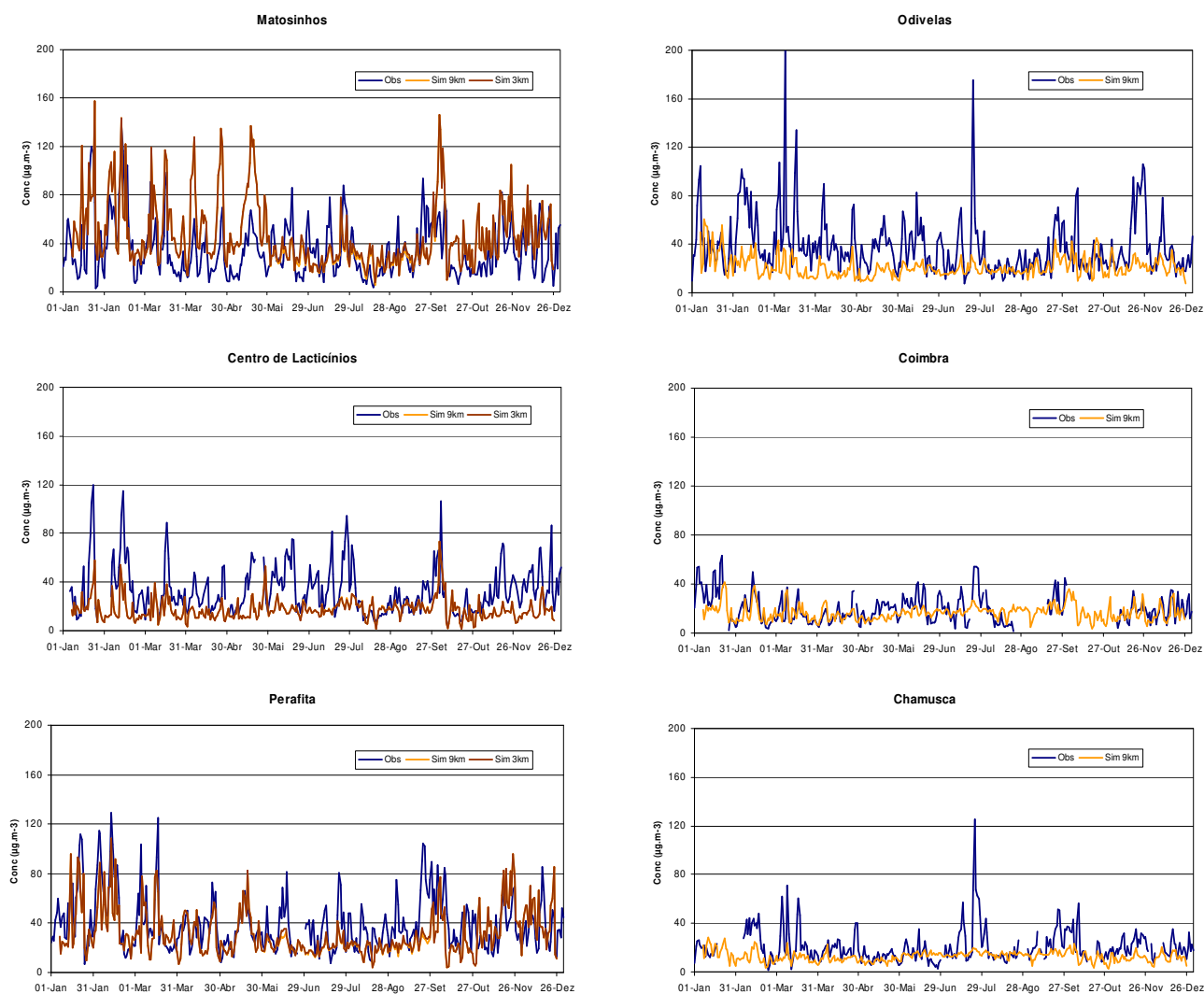


Figura A.5 – Evolução temporal das concentrações médias diárias de PM₁₀ observadas e simuladas para 2004 nas estações seleccionadas.

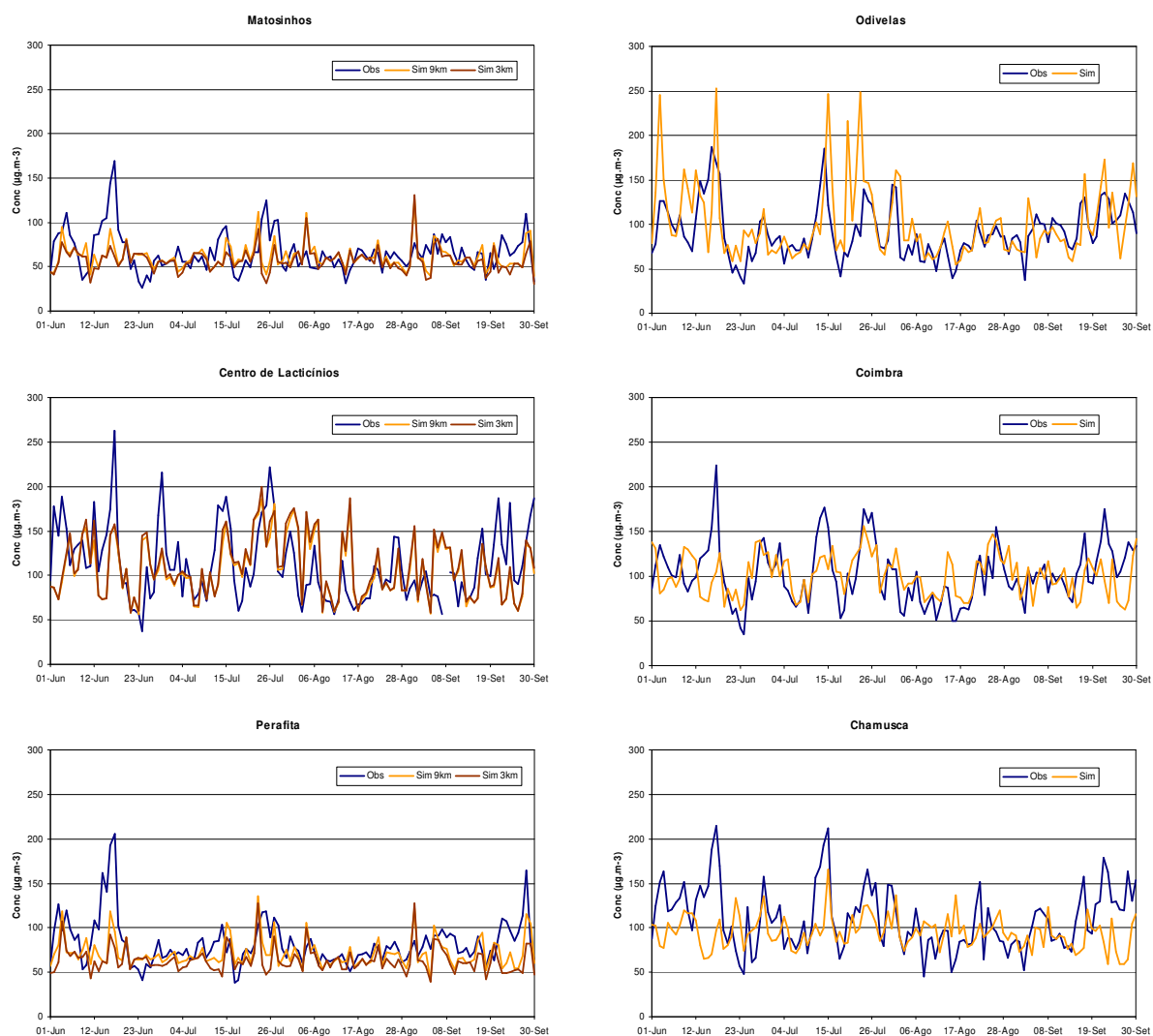


Figura A.6 – Evolução temporal das concentrações máximas diárias de O_3 observadas e simuladas para o Verão de 2004 (Maio a Setembro) nas estações seleccionadas.

Anexo III - Concentrações de PM₁₀ medidas no Porto Litoral de 2001 a 2003

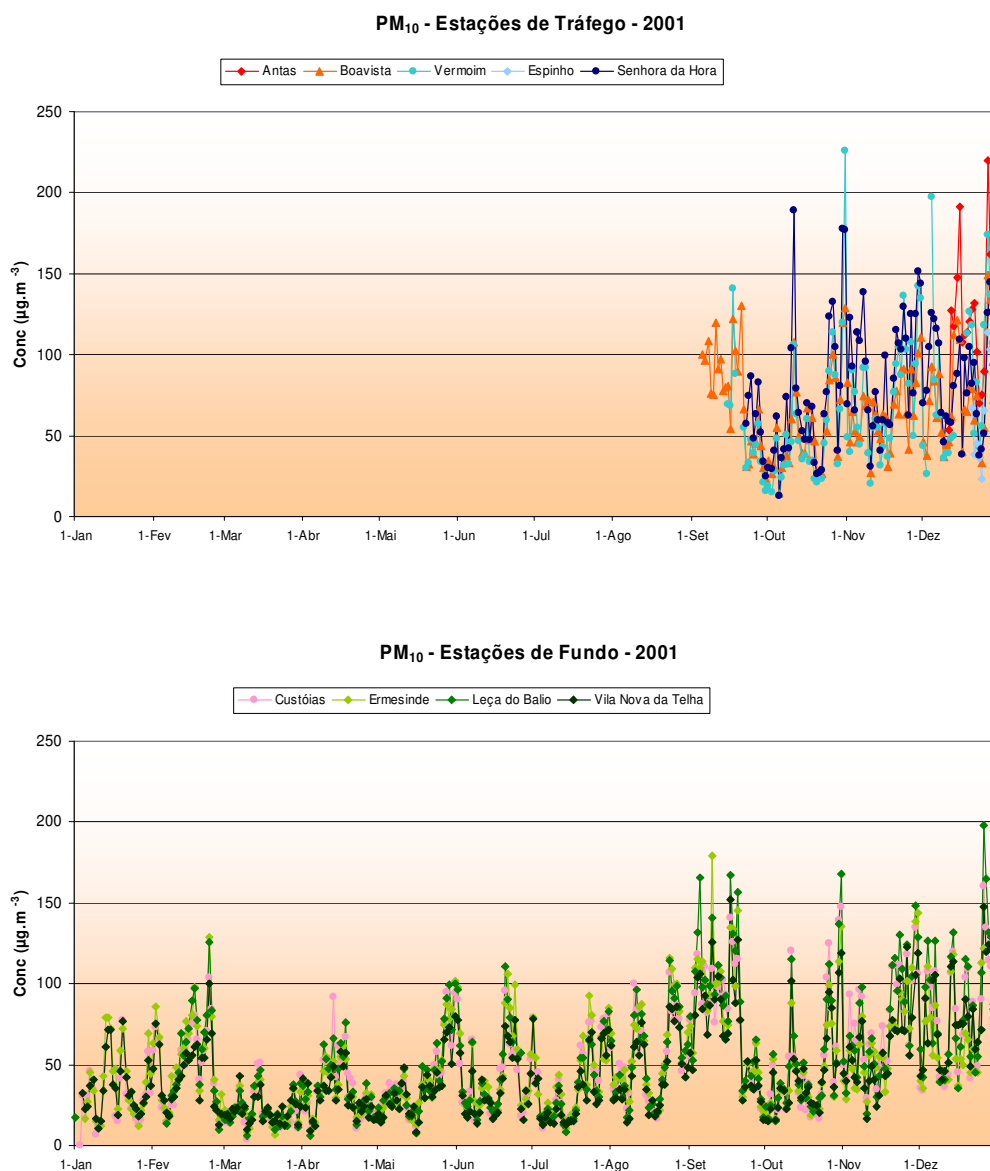


Figura A.7 – Evolução temporal das concentrações médias diárias de PM₁₀ medidas nas estações de tráfego e de fundo da Aglomeração do Porto Litoral no ano de 2001.

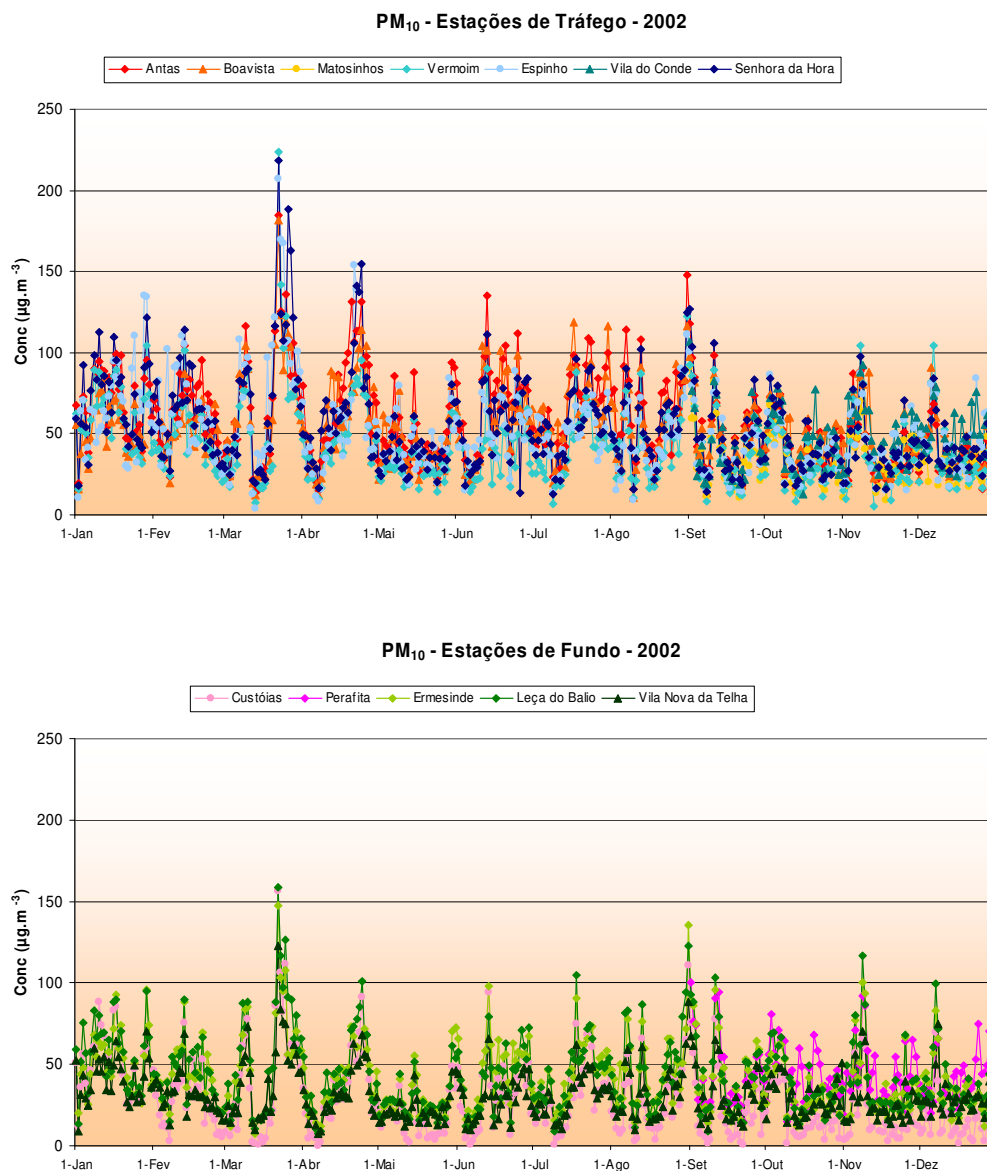


Figura A.8 – Evolução temporal das concentrações médias diárias de PM₁₀ medidas nas estações de tráfego e de fundo da Aglomeração do Porto Litoral no ano de 2002.

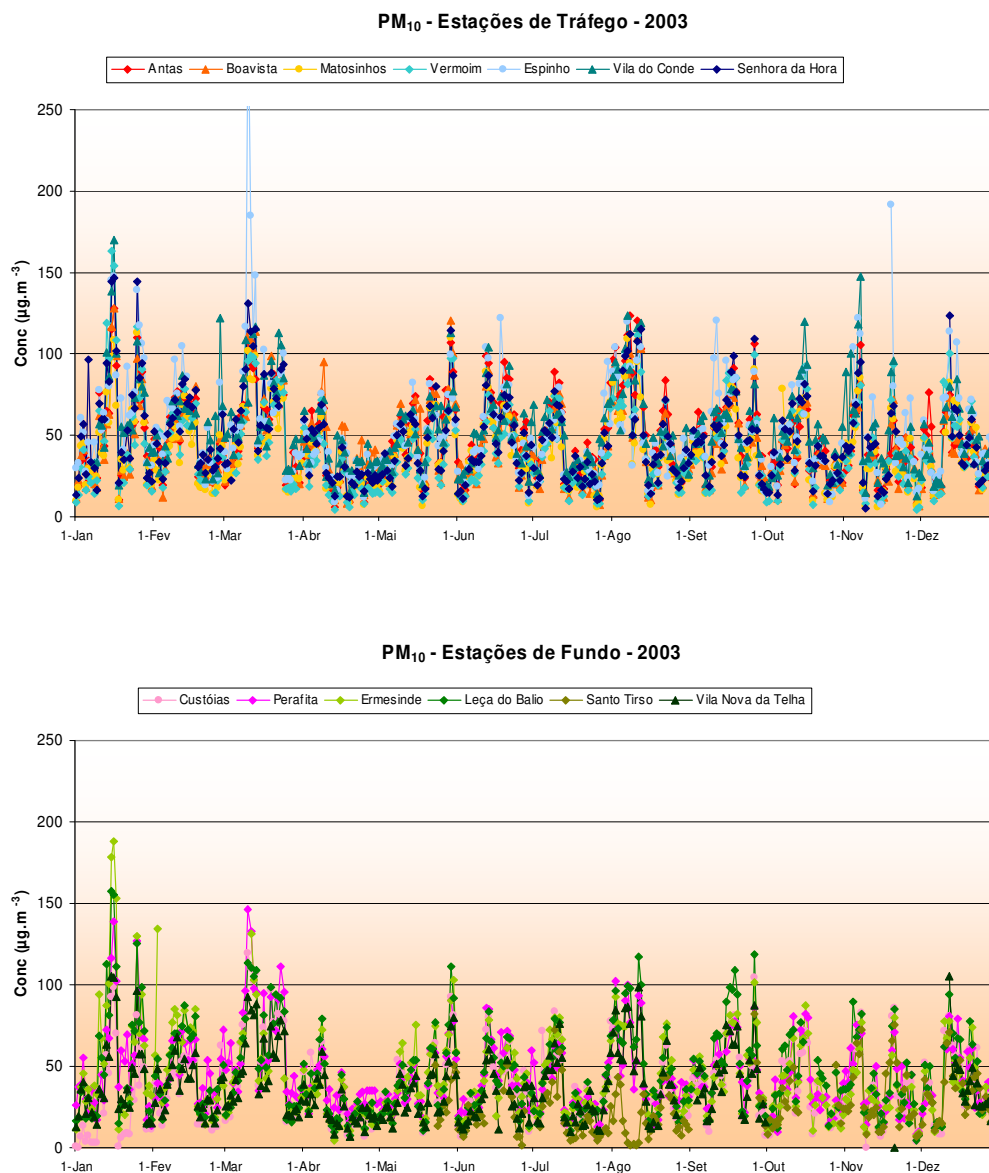


Figura A.9 – Evolução temporal das concentrações médias diárias de PM₁₀ medidas nas estações de tráfego e de fundo da Aglomeração do Porto Litoral no ano de 2003.

Anexo IV – Caracterização dos episódios de PM₁₀ no Porto Litoral

Tabela A.1 – Caracterização dos episódios de ultrapassagem ao VL diário de PM₁₀ em 2001, 2002, 2003 e 2004.

2001	Episódios	Estações em que foram registadas as ultrapassagens ao VL	Origem
1	15-17 Fev	C, Er, LB, VT	Antropogénica
2	22-24 Fev	C, Er, LB	Natural-desertos
3	27 Mai-1 Jun	C, Er, LB, VT	Antropogénica
4	20-22 Jun	C, Er, LB	Natural - incêndios
5	28-31 Jul	C, Er, LB, VT	28 – 31: Natural – incêndios
6	11-13 Ago	C, Er, LB, VT	30 e 31: Natural – desertos
7	24-27 Ago	C, Er, LB, VT	Natural – incêndios e desertos
8	3-14 Set	B, C, Er, LB, VT	Natural – incêndios
9	17-20 Set	C, Er, LB, V	Natural – incêndios
10	25-27 Out	C, Er, LB, SH, V, VT	Natural – incêndios
11	29-31 Out	C, Er, LB, SH, V, VT	Natural – desertos
12	6-8 Nov	B, C, Er, LB, SH, V	Natural – desertos
13	20-24 Nov	C, Er, LB, SH, V	Natural – desertos
14	28-30 Nov	C, Er, LB, SH, VT, V	Natural – desertos
15	4-7 Dez	B, C, Er, LB, SH, V	Natural – desertos
16	19-20 Dez	C, Er, LB, SH, V	Natural – desertos
17	25-31 Dez	C, Er, LB, SH, V, VT	Natural – desertos
2002			
1	10-12 Jan	A, B, C, LB, SH, V	Natural – desertos
2	16-18 Jan	A, B, C, Er, Es, LB, SH, V	Natural – desertos
3	28-30 Jan	A, Er, Es, LB, SH, VT, V	Antropogénica
4	11-14 Fev	A, B, C, Er, Es, LB, SH, VT, V	Antropogénica
5	7-10 Mar	A, B, C, Er, Es, LB, SH, VT, V	Antropogénica
6	21-28 Mar	A, B, C, Er, Es, LB, SH, VT, V	Antropogénica
7	20-24 Abr	A, B, C, Er, Es, LB, SH, VT, V	Antropogénica
8	12-14 Jun	A, B, C, Er, Es, LB, SH, VC, VT, V	Natural – desertos
9	22-25 Jul	A, B, C, Er, Es, LB, SH, VC, V	Natural – desertos
10	30 Ago-2 Set	A, B, C, Er, Es, LB, P, SH, VC, VT, V	Natural – incêndios
11	11-12 Set	A, B, Er, Es, LB, P, SH, VC, V	Antropogénica
12	8-9 Nov	A, B, C, Er, Es, LB, P, SH, VC, VT, V	Antropogénica
13	7-8 Dez	A, B, C, Er, Es, LB, P, SH, VC, VT, V	Antropogénica

2003			
1	10 Jan	A, B, Er, Es, LB, SH, V	Antropogénica
2	13-17 Jan	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	Antropogénica
3	23-28 Jan	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	Antropogénica
4	7-10 Fev	A, B, Er, Es, LB, P, SH, V, VC	Antropogénica
5	12-17 Fev	A, B, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	Antropogénica
6	28 Fev	Es, P, SH, VC	Antropogénica
7	7-13 Mar	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	7-10: Antropogénica 11-13: Natural - desertos
8	16 Mar	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	Antropogénica
9	19-24 Mar	A, B, C, Es, LB, M, P, SH, V, VC	19, 22-24: Natural - desertos 20-21: Antropogénica
10	8-9 Abr	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	Antropogénica
11	9 Maio	A, B, VC	Natural-desertos
12	13-15 Maio	A, B, Er, Es, SH, VC	Antropogénica
13	21-23 Maio	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	Antropogénica
14	27-31 Maio	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	27-28: Antropogénica 29-31: Natural - desertos 30: Natural - incêndios
15	12-15 Jun	A, B, C, Es, LB, M, P, SH, V, VC	12-15: Natural - desertos
16	18-21 Jun	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	18: Antropogénica 19-21: Natural - desertos
17	7-12 Jul	A, B, C, Er, Es, LB, P, SH, V, VC	Antropogénica
18	31 Jul-12 Ago	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	31 e 10: Antropogénica 1-12: Natural - desertos e incêndios
19	22 Ago	A, B, C, Er, LB, SH, V	Natural - incêndios
20	10-12 Set	A, Es, LB, P, VC	Antropogénica
21	15-19 Set	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	15: Antropogénica 18-19: Natural - incêndios 19: Natural - desertos
22	26-27 Set	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	Antropogénica
23	11 Out	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	Antropogénica
24	14-17 Out	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	Antropogénica
25	4-7 Nov	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	4, 7: Antropogénica 5-6: Natural - desertos
26	19-20 Nov	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	Natural - desertos
27	10-16 Dez	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	Antropogénica
28	21 Dez	C, Er, Es, LB, P, SH, V, VC	Natural - desertos
29	30 Dez	Es, P, VC	Antropogénica
2004			
1	4-6 Jan	B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC	Antropogénica
2	15-16 Jan	B, C, CL, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC, VNT, Pa	Antropogénica
3	19-24 Jan	A, B, C, CL, Er, Es, LB, M, P, Pa, SH, V, VC, VNT	Antropogénica

4	29 Jan	A, B, Es, P, Pa, VC	Antropogénica
5	2 - 18 Fev	A, B, C, CL, Er, Es, LB, M, P, Pa, SH, V, VC, VNT	2-5 e 10-18: Antropogénica 6-9: Natural - desertos
6	3-6 Mar	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC, VNT	3,4 e 6: Antropogénica 5: Natural - desertos
7	9 Mar	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, Pa, SH, V, VC, VNT	Natural - desertos
8	15-20 Mar	A, B, C, CL, Er, Es, LB, M, P, Pa, SH, V, VC, VNT	15, 18-20: Antropogénica 16-17: Natural - desertos
9	5-8 Abr	A, B, C, Er, Es, LB, M, SH, V, VC, VNT	Antropogénica
10	12 Abr	A, B, LB	Antropogénica
11	15-16 Abr	A, B, C, Es, Er, M, Pa, SH, V, VC	Antropogénica
12	25-28 Abr	A, B, C, CL, Er, Es, LB, M,P, SH, V, VC, VNT, Pa	25: Antropogénica 26-28: Natural - incêndios
13	11-12 Mai	B, C, Es, M	Antropogénica
14	14-15 Mai	B, C, Es, V, M, SH, VC	Antropogénica
15	17-21 Mai	B, Er, Es, C, CL, LB, M,P, Pa, SH, V, VC, VNT	17,18,20: Antropogénica 19: Natural - incêndios 21: Natural - desertos
16	2-3 Jun	A, B, C, Es, LB, M, P, Pa, SH, V, VC, VNT	Antropogénica
17	12-18 Jun	A, B, Er, Es, C, CL, LB, M, P, Pa, SH, V, VC, VNT	12-14,16-18: Antropogénica 15: Natural - incêndios
18	28 Jun-3 Jul	A, B, C, CL, Er, Es, LB, M, P, Pa, V, VC, VNT	28-2: Antropogénica 3: Natural - incêndios
19	5-6 Jul	A, B, C, M, Pa, VC	Antropogénica
20	13-16 Jul	A, B, Er, Es, C, CL, LB, M, P, Pa, SH, V, VC, VNT	13,16: Antropogénica 14-15: Natural - incêndios
21	23-28 Jul	A, B, C, CL, Er, Es, LB, M,P, Pa, SH, V, VNT	23-24: Natural - desertos 25-27: Natural - incêndios e desertos 28: Antropogénica.
22	31 Jul -1Ag	A, B, C, CL, Er, Es, LB, M, Pa, SH, V, VNT	Antropogénica
23	26-27 Ag	A, B, Es, V, M, VC	Antropogénica.
24	3-4 Set	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC, VNT	Natural - desertos
25	8 Set	B, Es, VC	Natural - desertos
26	17 Set	A, C, Es, V, LB, M, VC	Antropogénica
27	20 Set -4 Out	A, B, C, CL, Er, Es, LB, M, P, Pa, SH, V, VC, VNT	26-27: Natural - incêndios Outros dias: Antropogénica
28	6-8 Out	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, SH, V, VC, VNT	7: Natural - desertos 6.8: provavelmente antropogénica*
29	12-13 Nov	A, C, CL, Er, Es, LB, M, Pa, SH, VC	provavelmente antropogénica*
30	16-20 Nov	A, B,C, CL, Er, Es, LB, M, P, Pa, SH, VC, VNT	provavelmente antropogénica*
31	23-26 Nov	A, B, C, Er, Es, LB, M, P, Pa, SH, VC, VNT	provavelmente antropogénica*
32	3-4 Dez	A, C, Er, LB, M, Pa	provavelmente antropogénica*

33	7-10 Dez	A, B, C, CL, Er, Es, LB, M, SH, VC, Pa	provavelmente antropogénica*
34	14-17 Dez	A, B, C, CL, Er, Es, LB, M, P, Pa, SH, VC, VNT	provavelmente antropogénica*
35	23-24 Dez	A, B, C, CL, Er, Es, LB, M, P, Pa, SH, VC, VNT	provavelmente antropogénica*
36	30-31 Dez	A, C, CL, Er, Es, LB, M, P, Pa, VC, VNT	provavelmente antropogénica*

* não há informação sobre ocorrência de incêndios